ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Державний комітет лісового господарства України
Український ордена "Знак Пошани" науково-дослідний інститут
лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г.М.Висоцького
Поліський філіал

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Випуск 1 (7)

Наукові праці

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2000

State committee of forestry of Ukraine
Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry
and Agro-Forest Amelioration
Polisky branch

PROBLEMS OF ECOLOGY OF FORESTS AND FOREST USE ON POLISSYA OF UKRAINE

Issue 1 (7)

Scientific work

«VOLYN'» PUBLISHERS

Zhitomir, 2000

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:
В.П.КРАСНОВ (головний редактор), Т.Л.АНДРІЄНКО, В.О. БУЗУН, В.М.ВОЙЦИЦЬКИЙ, В.А.ГАЙЧЕНКО, М.І.ГОРДІЄНКО, С.П.ІРКЛІЄНКО (заступник головного редактора), Я.В.КОВАЛЬ, М.Є.КУЧЕРЕНКО, П.І.ЛАКИДА, М.А.ЛОХМАТОВ, В.М.МАУРЕР, О.С.МІГУНОВА, М.І.ОНИСЬКІВ, О.О.ОРЛОВ, В.І.ПАРПАН, В.П.ТКАЧ, В.П.ШЛАПАК

EDITORIAL BOARD:
V.P.KRASNOV (Editor-in- Chief), T.L.ANDRIENKO, V.O.BUZUN, V.M.VOITSITSKY, V.A.GAYCHENKO, M.I.GORDIENKO, S.P.IRKLIENKO (Associated Editor), Y.V.KOVAL', M.E.ap KUCHERENKO, P.I.LAKIDA, M.A.LOKHMATOV, V.M.MAURER, O.S. MIGUNOVA, M.I. ONIS'KIV, O.O.ORLOV, V.I.PARPAN, V.P.TKACH, V.P.SHLAPAK

Адреса редакційної колегії: 10004, м.Житомир, проспект Миру 38, Поліський філіал УкрНДІЛГА. Тел./факс (0412) 26-86-28; e-mail: station @ ukrpack.net

Видається за рішенням Вченої ради УкрНДІЛГА.

Видається за сприяння відкритого акціонерного товариства ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ АКЦІОНЕРНИЙ БАНК "АТ ВАБАНК"

Publicly-held joint-stock company ALL-UKRAINIAN JOINT-STOCK BANK "VA BANK JSB"

Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України. - Вип.1 (7). - Житомир: Волинь, 2000. - 185 с.

Представлені результати досліджень з питань радіоекології лісу, лісовпорядкування і лісокористування в Поліссі України.

Для науковців і спеціалістів лісового господарства.

Problems of ecology and forest use on Polissya of Ukraine. - Issue 1(7). - Zhitomir: Volyn', 2000. - 185 p.

Results of investigations on radioecology and forestmaning, forest use in Ukrainian Polissya are presented.

For researchers and specialists of forestry.

ISBN 966-7390-74-8

© Поліський філіал Українського ордена "Знак Пошани" науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г.М.Висоцького, 2000

ЗМІСТ

Ірклієнко С.П., Орлов О.О., Коломацька Т.Д., Ландін В.П. Динаміка вертикального перерозподілу ^{137}Cs у грунтах різної трофності та гідрологічного режиму в лісах Полісся України…… 9

Мамихин С.В. Математическая модель динамики ^{137}Cs в сосняках в условиях мелкодисперсных выпадений…… 16

Ірклієнко С.П., Дмитренко О.Г. Мобільність ^{137}Cs у системі «грунт-сосна звичайна» в залежності від трофності грунту…… 23

Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Динамика радионуклидного состава и мощности экспозиционной дозы в лесных экосистемах Беларуси…… 28

Орлов А.А., Курченко И.Н., Соколова Е.В., Захарченко В.А., Жданова Н.Н. Экологические особенности лесных сфагновых болот и возможная роль эндофитных грибов в поступлении K^+ и $^{137}Cs^+$ из сфагнум–субстратов в сосудистые растения…… 35

Орлов О.О., Курбет Т.В., Короткова О.З., Каліш О.Б., Прищепа О.Л., Краснов В.П. Акумуляція ^{137}Cs дикорослими грибами та ягодами в лісах Полісся України…… 44

Орлов О.О., Коломацька Т.Д., Долгілевич М.Й., Коткова Т.М. Мобільність ^{137}Cs у ланцюзі «грунт – чорниця» в залежності від агрохімічних параметрів грунту у вологих суборах Полісся України…… 54

Булгаков А.А., Коноплев А.В., Авила Р. Моделирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями и грибами при различном вертикальном распределении радионуклида в почве…… 61

Oncsik M.B. Determination of transfer factors srontium and cesium in field experiments…… 68

Ткачук В.І., Холод М.М. Радіаційне забруднення ^{137}Cs недеревної продукції лісів в місцях заготівлі грибів, ягід та випасу приватної худоби навколо населених пунктів Житомирщини…… 72

Дмитренко О.Г., Ейсмонт В.С. Особливості накопичення радіонуклідів у продукції лісового господарства Ємільчинського держлісгоспу…… 80

Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Кучма Н.Д. Динамика содержания и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в хвойной лапке…… 84

Бузун В.О., Ірклієнко С.П., Турчак Ф.М. Відпад в соснових культурах зони безумовного відселення. 88

Турчак Ф.М., Дмитренко О.Г. Розподіл ^{137}Cs в компонентах соснового біогеоценозу …… 96

Бузун В.О., Ірклієнко С.П. Продуктивність і стан соснових насаджень Зажеревської дачі Лугинського держлісгоспу…… 102

Гулик І.Т., Орлов О.О. Специфіка споживання козулею європейською різних кормів в лісах Центрального Полісся в залежності від екологічних умов та сезону року…… 109

Мєшкова В.Л. Глобальні та локальні причини спалахів комах–шкідників хвої сосни у Поліссі…… 119

Войціцький В.М., Вервес Ю.Г., Векслярський Р.З., Балан П.Г., Войціцька Т.В. Деякі мікроартроподи (*ACARI: ORIBATEI, MESOSTIGMATA*) лісових екосистем Чорнобильської зони відчуження…… 125

Бойко Б.І., Войціцька Т.В., Кисіль О.В., Кузенко В.Ф., Кучма М.Д. Автоматизована інформаційна система радіоекологічного моніторингу лісових екосистем, забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС…… 131

Прищепа А.Л. Методология оценки и прогнозирования вклада пищевых продуктов леса в дозу внутреннего облучения населения на основе синтеза лесоустроительной, ресурсоведческой и радиоэкологической информации…… 135

Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель FORESTDOSE_INTERNAL формирования дозы внутреннего облучения от леса…… 139

Дешко Л.О., Самодай В.П. Мінливість сосни звичайної в географічних культурах I та II поколінь за лісівничо-таксаціними показниками …… 149

Терещенко Л.І. Особливості успадкування деяких якісних ознак плюсових дерев сосни звичайної…… 154

Коваль Я.В., Антоненко І.Я., Мінарченко В.М. Кадастрова оцінка природних рослинних ресурсів регіону (методологічні і методичні аспекти)..... 160

Головецький М.П., Бузун В.О., Турчак Ф.М. З досвіду формування різновікового соснового насадження у свіжому бору Київського Полісся..... 167

Бабич Р.Б. Формування економічного механізму лісокористування в регіонах України..... 173

Ворон В.П., Коваль И.М. Динамика состояния и прироста сосновых древостоев в условиях эротехногенного загрязнения в Украинском Полесье..... 177

Науковці Поліської лісової науково-дослідної станції (1956 – 2000 рр.)..... 183

CONTENTS

Irklienko S.P., Orlov O.O., Kolomatska T.D., Landin V.P. Dynamics of vertical redistribution of ^{137}Cs in soils of various trophical and hydrological regime in forests of Polessye of Ukraine..... 9

Mamikhin S.V. Mathematical model of ^{137}Cs dynamics in pine forests in conditions of high-dispersed fallout..... 16

Irklienko S.P., Dmitrenko A.G. ^{137}Cs mobility in the system "soil – Scotch pine" in dependence of soil riches 23

Bulavik I.M., Perevolotsky A.N. The dynamics of the radionuclide composition and exposure dose rate in the forest ecosystems in Belarus..... 28

Orlov O.O., Kurchenko I.M., Sokolova E.V., Zaharchenko V.A., Zhdanova N.N. Ecological peculiarities of forest sphagnous bogs and possible role of endophytic fungi in uptake of K^+ and $^{137}Cs^+$ from sphagnous-substratum to vascular plants..... 35

Orlov A.A., Kurbet T.V., Korotkova E.Z., Kalish A.B., Prishchepa A.L., Krasnov V.P. ^{137}Cs accumulation by wild mushrooms and berries in forests of Polessye of Ukraine..... 44

Orlov A.A., Kolomatska T.D., Dolgilevich M.I., Kotkova T.N. ^{137}Cs mobility in the chain «soil–bilberry» depending on agrochemical parameters of soil in the wet subors of Ukrainian Polessye..... 54

Bulgakov A.A., Konoplev A.V., Avila R. Modelling ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by plants and mushrooms from soils with different depth distribution of radionuclide..... 61

Oncsik M.B. Determination of transfer factors srontium and cesium in field experiments..... 68

Tkachuk V.I., Kholod M.M. ^{137}Cs radiocontamination of non-wood production in places of harvesting of mushrooms, berries and pasture of private cattle around of inhabited places of Zhitomir region..... 72

Dmitrenko A.G., Eismont V.S. The peculiarities of radionuclides accumulation in the production of forest economy of Emilchino..... 80

Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I., Kuchma N. D. Dynamics of content and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in green coniferous twigs..... 84

Buzun V.O., Irklienko S.P., Turchak F.M. Fall in pine plantations of cleigatay eviction territory..... 88

Turchak F.N., Dmitrenko A.G. Distribution of ^{137}Cs in components of pine biogeocenosis..... 96

Buzun V.O., Irklienko S.P. The productivity and state of pine plantations in Zazherevska dacha of Luginy forest economy..... 102

Gulik I.T., Orlov O.O. Specificity of consumption by roe-deer of various fodder plants in forests of Central Polessye in dependence from ecological conditions and year season..... 109

Meshkova V.L. Global and local causes of pine foliage insect pests in Polissya..... 119

Voytsitskiy V.M., Verves Yu.G., Vekslyarski R.Z., Balan P.G., Voytsitskaya T.V. Some microarthropodes (Acari: Oribatei, Mesostigmata) of forest ecosystems of Chernobyl exclusion zone..... 125

Boiko B.I., Voitsitska T.V., Kisil A.V., Kuzenko V.F., Kuchma M.D. The automated information system for radioecological monitoring of forest ecosystems contaminated in consequence of Chernobyl NPP accident..... 131

Prishchepa A.L., Methodology of evaluation and prediction of contribution of forest food products to internal exposure dose of population on the basis of synthesis of forest management, resource and radioecological information..... 135

Dvornik A.M., Zhuchenko T.A. Model FORESTDOSE_INTERNAL of formation of internal exposure dose from forest..... 139

Deshko L.A., Samoday V.P. The variability of Scotch Pine in the provenance tests I and II generations by forest valuation signs..... 149

Tereshchenko L.I. The features of heritability of some qualitative signs by Pinus sylvestris (L.) plus trees.... 154

Koval' Ya.V., Antonenko I.Ya., Minarchenko V.M. Quantitative evaluation of nature plant resources of region (methodolodgical aspects)..... 160

Golovetskiy M.P., Buzun V.A., Turchak F.N. From the experience of forming of variety-ages pine forest in fresh bor of Kiev Polessye..... 167

Babich R.B. Forming of economic mechanism of forest use in Ukraine regions..... 173

Voron V, Koval' I. Dynamics of state and increment of pine stands in conditions of air pollution in Ukrainian Polissya..... 177

Scientific stuff of Polesskaya Forest Scientific Research Station (1956 - 2000)..... 183

Ірклієнко С.П.,
кандидат сільськогосподарських наук
Орлов О.О.,
кандидат біологічних наук
Коломацька Т.Д.,
провідний інженер
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир
Ландін В.П.
кандидат сільськогосподарських наук
Держкомлісгосп України, м.Київ

Динаміка вертикального перерозподілу ^{137}Cs у грунтах різної трофності та гідрологічного режиму в лісах Полісся України

Після ядерних аварій, які приводять до розповсюдження радіоактивних елементів у ландшафтах, закономірним процесом є включення радіонуклідів в ланцюги геохімічного кругообігу. Лісові масиви, які завдяки своїм природним властивостям затримують досить значну кількість радіонуклідів, в результаті таких катастроф стають осередками концентрації радіонуклідів. При цьому ліс, що представляє собою складне угруповання рослин і тварин, тісно зв'язане з кліматичними і грунтовими умовами, стає довгостроковим та дієздатним біогеохімічним бар'єром на шляху перерозподілу радіонуклідів на прилеглі території.

Після аварії на ЧАЕС основна кількість затриманих радіоактивних елементів перемістилась на поверхню грунту у листяних насадженнях вже у 1986 р., а у хвойних - у 1988 р. В процесі перерозподілу, серед багатьох інших факторів (фізичних, кліматичних та ін.) важливу роль відіграли і процеси біологічної міграції. Серед них основна роль належала органічному опаду листя, хвої, тонких гілочок, частинок кори, з якими радіонукліди надходили на поверхню лісової підстилки.

Подальшій міграції радіонуклідів у лісових грунтах дослідниками приділялась особлива увага, про що свідчать численні публікації [1-6]. Автори відмічають, що через кілька років після аварії до 95% вмісту ^{137}Cs, зосередженого в лісових екосистемах, знаходилось у лісовій підстилці та верхньому (до 5 см глибини) шарі грунту. При цьому в деяких роботах розглядається не валовий вміст радіонукліду, а його питома активність у відповідних шарах лісової підстилки та мінеральної частини грунту. В ряді публікацій [7-9] відмічається низька міграційна здатність ^{137}Cs в мінеральній частині грунту. Було встановлено, що на глибині 2-3 см питома активність радіонукліду знижується на 1-2 порядки в порівнянні із лісовою підстилкою, а на глибині 15-20 см - ще на 1-2 порядки. В більшості опублікованих робіт [3, 10, 11], присвячених вивченню міграції ^{137}Cs в грунті, розглядається вплив одного чи декількох фізико-хімічних параметрів грунту без урахування всіх інших чинників, які можуть впливати на поведінку радіонукліду. Дослідники [12-14] вважають, що основними ознаками, які визначають параметри міграції ^{137}Cs в грунті, є кількість та фракційний склад гумусу. Інші [15-17] наголошують на ролі кислотності грунтового розчину, стверджуючи при цьому, що на кислих дерново-підзолистих грунтах мобільність радіонукліду підвищується. Було також встановлено, що, не зважаючи на те, що ^{137}Cs знаходиться в грунті переважно у фіксованій формі [18], на кількісне співвідношення водорозчинної та кислоторозчинної форм у грунті впливає тип грунту та його вологість [19, 20]. Загальною закономірністю, яку відмічають дослідники в більшості публікацій [3, 7, 21-23], є зростання інтенсивності мігріції радіонукліду в грунтах підвищеного гідрологічного режиму. За даними [24, 25], із трьох факторів (зволоженість, трофність та склад деревостану) тільки перший збільшує міграцію ^{137}Cs за межі кореннаселеного шару. Два інших - обумовлюють перерозподіл радіонукліду між підстилкою та кореннаселеним шаром грунту і мало впливають на міграцію радіонукліду в глибші шари грунту.

На роль лісової підстилки в процесах вертикальної міграції радіонуклідів вказують в публікаціях [3, 27-30]. Авторами відзначається, що акумулююча роль лісової підстилки відносно радіонуклідів значно варіює і залежить від її типу, товщини, складу, наявності мохового покриву. Найбільшу кількість радіонуклідів затримують повнопрофільні, потужні лісові підстилки хвойних лісів, а найменшу - тонкі підстилки листяних лісів. При відсутності або слабкій вираженості лісової підстилки в мінеральні шари мігрує 80-85% активності ^{137}Cs [27]. За дослідженнями [31] - близько 95% запасу ^{137}Cs в лісовому біоценозі знаходиться в лісовій підстилці. Інші автори [28] відзначають, що через 10 років після аварії в залежності від товщини підстилки в ній утримується від 15 до 60 % ^{137}Cs грунту.

Загальною тенденцією в перерозподілі радіонуклідів по профілю грунту є поступове розширення зони знаходження з одночасним зменшенням його вмісту в початково забрудненому верхньому шарі (0-1 см) та зміщенням максимуму концентрації вглиб грунту. В цілому, процеси перерозподілу ^{137}Cs більш інтенсивно відбуваються у більш багатих та вологих грунтах, що відмічається в роботах [23, 29]. Виходячи із результатів досліджень, автори [32] стверджують, що через 20 років після аварії на ЧАЕС близько 90% запасу ^{137}Cs грунтового профілю буде знаходитись у верхньому 0-5 см шарі грунту, з

центром запасу на глибині 1,5 см для дерново-підзолистого грунту та на глибині 2,5 см - для горф'яно-болотного грунту. Аналіз літературних джерел показав, що прогнозування вертикального перерозподілу радіонуклідів у лісових грунтах в кожному конкретному випадку потребує індивідуального підходу та засвідчив досить слабку вивченість питання міграції ^{137}Cs для лісових грунтів Полісся з урахуванням лісівничих факторів.

Мета роботи полягала у вивченні особливостей динаміки вертикального перерозподілу радіонукліду в грунті в основних типах лісорослинних умов Житомирського Полісся. Дослідження проводились протягом 1994 – 1999 рр. на постійних пробних площах (ППП), закладених в соснових деревостанах Словечанського (№№ 67, 98) та Лугинського (решта об'єктів) держлісгоспів Житомирської області. Щільність забруднення грунту ^{137}Cs на дослідних об'єктах знаходилась в межах 259-544 кБк/м^2 (табл. 1).

Таблиця 1

Характеристика об'єктів досліджень

№ ППП	Лісництво, квартал, виділ	Склад насадження	Вік, Років	Тип умов місцезростання	Щільність забруднення грунту ^{137}Cs, кБк/м^2
55	Повчанське, кв. 49, вид. 15	10С	63	Свіжий субір, B_2	359
57	Повчанське, кв. 49, вид. 15	9С1Б	12	Вологий субір, B_3	541
61	Повчанське, кв. 50, вид. 16	10С	44	Вологий субір, B_3	436
65	Повчанське, кв. 49, вид. 20	9С1Б	25	Сирий субір, B_4	511
67	Веледницьке, кв. 87, вид 34	10С+Б	28	Вологий бір, A_3	329
69	Повчанське, кв. 50, вид. 12	8С2Б	47	Вологий сугрудок, C_3	341
98	Веледницьке, кв. 87, вид. 19	9С1Б	57	Вологий бір, A_3	259
99	Лугинське, кв. 71 вид. 3	4С4Д1Ос1Б	55	Свіжий сугрудок, C_2	544

Методика досліджень полягала в закладці грунтового профілю та пошаровому відборі зразків спеціально виготовленим пробовідбірником з площі 500 см^2. При відборі зразків, лісова підстилка за ступенем мінералізації розділялася на три фракції - сучасний опад, напіврозкладену та розкладену [33]. Мінеральна частина грунту відбиралась по шарах товщиною 2 см, до глибини 20 см. Відібрані зразки висушувались, подрібнювались та аналізувались на вміст ^{137}Cs на спектроаналізаторі LP - 4900B «AFORA».

Розподіл активності ^{137}Cs по профілю лісових грунтів головних типів лісорослинних умов регіону досліджень в 1994 та 1999 рр. наведений в таблиці 2. Матеріали таблиці відображають динаміку процесу перерозподілу радіонукліду в часі та роль типологічних умов. Загальною закономірністю для досліджуваних профілів є експоненційне зменшення концентрації ^{137}Cs у грунтових прошарках при збільшенні глибини відбору. Рівняння регресії мають мультиплікативний вид $y=a \cdot x^b$ (де y - % активності у 2-см шарі грунту; x - глибина відбору, см) та є достовірними на 95% довірчому рівні.

Суттєву роль у перерозподілі радіонуклідів у грунтах лісових екосистем відіграє лісова підстилка, яка концентрує в собі значну їх частку. Причому, запас утримуваного підстилкою ^{137}Cs знаходиться в прямій залежності від умов місцезростання, які визначають інтенсивність біологічного розкладу органічного опаду. Так, в 1994 р. лісова підстилка вологих борів, суборів та сугрудків містила в собі, відповідно, - 73,1, 58,4 і 42,2 % від загальної активності ^{137}Cs в грунтовому профілі. В 1999 р. активність органічного опаду в цих умовах мала інші величини, відповідно, - 70,6, 39,8 та 34,8 %. Подібна картина, проте з іншими кількісними параметрами, спостерігалась і у свіжих, вологих та сирих суборах. Якщо в 1994 р. в органічному опаді названих лісорослинних умов було сконцентровано, відповідно, - 89,4, 58,4 і 73,8 %, то у 1999 р. тільки 35,0, 39,8 та 71,2 % від загальної активності радіонукліду в грунтовому профілі. Таким чином, протягом п'яти років, завдяки процесам біологічного кругообігу частина запасу ^{137}Cs перемістилась із лісової підстилки в мінеральну частину грунту. При цьому радіонукліди досягають мінеральної частини завдяки їх перерозподілу між фракціями підстилки. Найменший вміст ^{137}Cs виявлений у сучасному опаді - від 0,2% загальної активності підстилки у вологих сугрудках до 2,5 % у вологих борах. В цілому, протягом п'яти років досліджень в даній фракції підстилки виявлено незначне (десяті долі процента) підвищення концентрації радіонукліду. Загальною закономірністю перерозподілу радіонуклідів між напіврозкладеним та розкладеним шарами лісової підстилки протягом 1994-99 рр. є відносне зменшення концентрації ^{137}Cs в першому та відповідне її збільшення в наступному шарі. При цьому, процеси перерозподілу радіонуклідів в різних лісорослинних умовах проходять з різною інтенсивністю.

Таблиця 2

Динаміка розподілу активності ^{137}Cs в грунтах різних типів лісорослинних умов

Глибина, см	Вологий бір, A_3		Свіжий субір, B_2		Вологий субір, B_3		Сирий субір, B_4		Вологий сугрудок, C_3	
	Валовий вміст ^{137}Cs (Бк) у шарі грунту з площі 0,05 м^2									
	1994	1999	1994	1999	1994	1999	1994	1999	1994	1999
Сучасний опад	296	52	235	83	186	187	112	1250	71	31
H_0 напіврозкладена	6590	6490	2850	1810	7610	2620	17000	5080	746	592
H_0 розкладена	4760	15700	19500	2460	5540	8303	6490	3000	15500	11500
0-2,0	2400	5940	1820	4540	6110	6306	5200	1090	14500	12900
2,1-4,0	852	1150	225	729	2090	4000	1560	769	3520	4850
4,1-6,0	280	422	90	697	401	2520	1230	848	2210	2700
6,1-8,0	231	332	35	445	241	1670	174	235	1420	1130
8,1-10,0	100	295	38	371	200	831	74	200	284	486
10,1-12,0	98	183	30	324	111	597	39	161	126	271
12,1-14,0	133	199	58	262	234	319	38	139	114	161
14.1-16,0	64	276	24	317	57	244	20	119	59	73
16.1-18.0	54	230	28	252	61	176	28	110	64	40
18,1-20,0	88	248	28	149	21	125	40	97	38	30

Вплив трофності на перерозподіл активності ^{137}Cs між напіврозкладеним та розкладеним шарами лісової підстилки ілюструє рисунок 1.

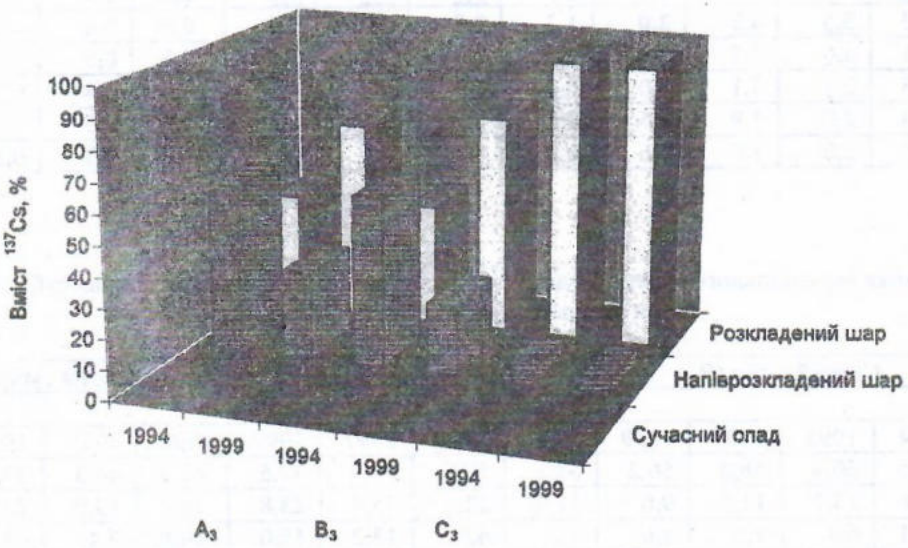


Рис. 1. Розподіл активності ^{137}Cs у фракціях лісової підстилки різних лісорослинних умов

Як свідчить графік, з підвищенням багатства лісорослинних умов відносний вміст радіонукліду в напіврозкладеному шарі зменшується і, навпаки, збільшується в розкладеному шарі. Динаміка перерозподілу активності ^{137}Cs між вказаними фракціями підстилки протягом 1994-99 рр. також має подібну тенденцію. Так, якщо у 1994 р. напіврозкладений шар у вологих борах вміщував 56,6 % загальної активності підстилки, то у 1999р. - тільки 29,1 %, у вологих суборах і сугрудках відповідно 57,0 і 23,5 % та 4,6 і 4,9 %. В розкладеному шарі вміст ^{137}Cs підвищився у вологих борах із 40,9 до 68,6%, у вологих суборах - із 41,6 до 74,8 %, та залишився практично без змін у вологих сугрудках - 95,0 і 94,9 %. Зосередження основної частини (більше 90 %) активності радіонукліду в розкладеному шарі підстилки вологих сугрудків обумовлено особливостями цього едатопу. Умови сугрудків у порівнянні з іншими лісорослинними умовами характеризуються достатньо високим ступенем мінералізації органічного опаду

та кращими едафічними умовами, які і сприяють зосередженню основної частини запасу ^{137}Cs лісової підстилки саме в її розкладеному шарі.

В гігротопному ряду суборів (від свіжих до сирих умов) спостерігається дещо інша тенденція перерозподілу радіонуклідів між фракціями підстилки. Встановлено, що з підвищенням вологості лісорослинних умов концентрація радіонукліду у напіврозкладеному шарі збільшується і, відповідно, зменшується у розкладеному шарі. З плином часу відбувається перерозподіл активності в бік її підвищення в розкладеному шарі. Однак, значна частка запасу ^{137}Cs в лісовій підстилці в сирих суборах все ще зосереджена в напірозкладеному шарі (у 1994р. - 72,0 %, а у 1999р. - 54,4 %), що пов'язано з особливостями процесів біологічного розкладу органічного опаду та грунтоутворення в надмірно вологих умовах місцезростання.

Завдяки розкладу органічного опаду відбувається поступове заглиблення радіонуклідів у мінеральну частину грунту, що є характерним для всіх досліджуваних типів лісорослинних умов. Проте кількісні характеристики даного процесу відрізняються між собою в залежності від умов місцезростання (табл. 3; 4).

Таблиця 3

Динаміка вертикального перерозподілу ^{137}Cs в грунтах вологих борів, суборів та сугрудків, % від загального запасу в шарі 0-20 см

Глибина, см	Вологий бір (A_3)				Вологий субір (B_3)				Вологий сугрудок (C_3)			
	Рік досліджень											
	1994	1995	1997	1999	1994	1995	1997	1999	1994	1995	1997	1999
0-2,0	55,8	62,1	46,5	64,0	64,1	50,6	39,7	37,6	65,2	66,0	62,0	53,4
2,1-4,0	19,8	7,4	17,9	13,3	21,9	22,7	25,4	23,8	15,3	18,8	17,4	14,4
4,1-6,0	6,5	6,9	9,1	4,6	4,2	6,9	13,2	15,0	**9,9**	**7,0**	9,0	12,6
6,1-8,0	5,4	5,4	6,9	3,6	**2,5**	5,5	10,5	9,9	6,4	4,6	**5,4**	**8,7**
8,1-10,0	**2,3**	5,2	5,4	3,2	2,1	**3,6**	**4,0**	**4,9**	1,3	1,5	2,7	2,5
10,1-12,0	2,3	**3,3**	**4,2**	**2,0**	1,2	2,7	2,7	3,6	0,6	0,6	1,2	2,1
12,1-14,0	3,1	3,6	3,5	2,2	2,5	2,6	2,1	1,9	0,5	0,5	0,9	1,8
14.1-16,0	1,5	2,1	3,1	3,0	0,6	1,9	1,3	1,5	0,3	0,4	0,7	1,8
16.1-18.0	1,3	2,0	1,9	2,5	0,6	2,2	0,7	1,0	0,3	0,3	0,4	1,7
18,1-20,0	2,0	2,0	1,6	1,6	0,2	1,3	0,4	0,8	0,2	0,3	0,3	1,0

Таблиця 4

Динаміка вертикального перерозподілу ^{137}Cs в грунтах свіжих, вологих і сирих суборів, % від загального запасу в шарі 0-20 см

Глибина, см	Свіжий субір (B_2)				Вологий субір (B_3)				Сирий субір (B_4)			
	Рік досліджень											
	1994	1995	1997	1999	1994	1995	1997	1999	1994	1995	1997	1999
0-2,0	67,5	60,4	58,0	56,2	64,1	50,6	39,7	37,6	61,8	44,3	37,3	28,9
2,1-4,0	8,4	13,7	11,3	9,0	21,9	22,7	25,4	23,8	18,6	19,9	25,0	20,4
4,1-6,0	13,1	6,4	7,5	8,6	4,2	6,9	13,2	15,0	**14,6**	7,4	13,8	22,5
6,1-8,0	**3,4**	4,3	5,7	5,5	**2,5**	5,5	10,5	9,9	2,1	6,1	7,3	6,2
8,1-10,0	1,4	2,7	3,6	4,6	2,1	**3,6**	**4,0**	**4,9**	0,9	6,6	5,5	5,3
10,1-12,0	1,1	**2,7**	**3,5**	4,0	1,2	2,7	2,7	3,6	0,5	**5,8**	**3,7**	4,3
12,1-14,0	2,2	2,3	2,9	**3,2**	2,5	2,6	2,1	1,9	0,4	3,7	3,4	**3,7**
14.1-16,0	0,9	2,7	2,7	3,9	0,6	1,9	1,3	1,5	0,3	2,2	1,9	3,2
16.1-18.0	1,0	2,4	2,6	3,1	0,6	2,2	0,7	1,0	0,3	1,9	1,1	2,9
18,1-20,0	1,0	2,4	2,2	1,9	0,2	1,3	0,4	0,8	0,5	2,1	1,0	2,6

При покращенні грунтових умов в ряду бори → субори → сугрудки інтенсивність вертикального проникнення ^{137}Cs в мінеральну частину грунту знижується, про що свідчать матеріали таблиці 3. Це відбувається завдяки сорбції радіонуклідів органічними та мінеральними речовинами грунтового поглинаючого комплексу грунтів, частка яких в лісових грунтах зростає при покращанні трофності лісорослинних умов. Протягом 1994-99 рр. спостерігалося розширення зони знаходження ^{137}Cs в мінеральній частині грунту за рахунок його проникнення в нижчі шари. При цьому частка активності радіонукліду, яка знаходилась в 0-2 см шарі, динамічно зменшувалась в часі. Так, в умовах вологих

суборів даний шар містив в 1994 р. 64,1%, в 1995 р. - 50,6 %, в 1997 р. - 39,7%, в 1999 р. - 37,6% загальної активності ^{137}Cs в грунтовому профілі. Динаміка процесу перерозподілу активності радіонукліду (на прикладі вологого сугрудку) протягом 1994-99 рр. вглиб грунтового профілю по більш потужних (4-см) шарах грунту наведена на рисунку 2.

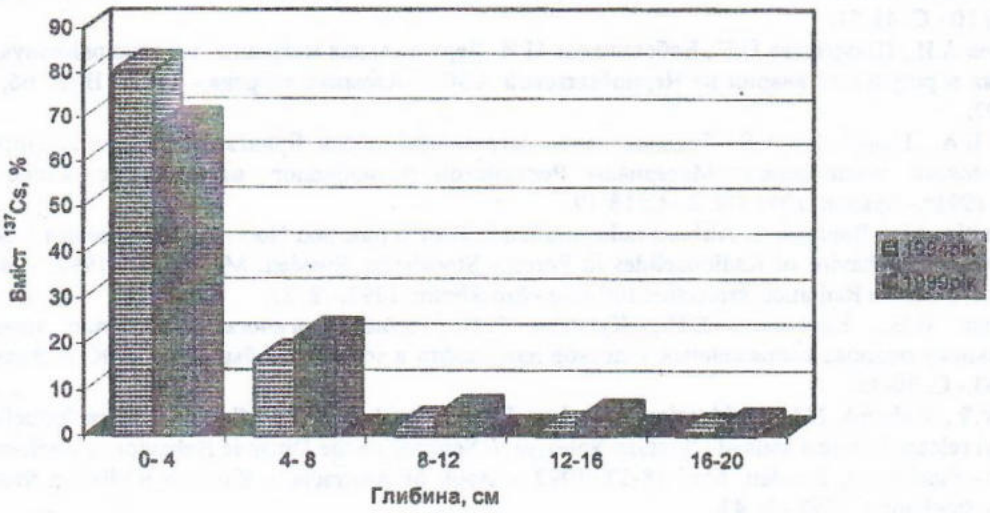


Рис. 2. Динаміка зміни активності ^{137}Cs по 4-см прошарках грунту в вологих сугрудках

Матеріали діаграми свідчать про зменшення вмісту радіонукліду в верхньому 0-4 см шарі та, відповідно, про підвищення частки активності в роміщених нижче шарах мінеральної частини грунту. Так, за період досліджень концентрація ^{137}Cs в 0-4,0 см шарі зменшилася на 12,7 %, а в прошарках грунту 4,1-8,0; 8,1-12,0; 12,1-14,0; 14,1-16,0 та 16,1-20,0 см підвищилася відповідно на 5; 2,7; 2,8 та 1,2 %. Подібна тенденція спостерігалася і по інших досліджуваних лісорослинних умовах (табл. 3; 4).

Надходження та розподіл основної частини (більше 90%) активності радіонукліду в товщі мінеральної частини грунту має свої особливості в різних типах умов місцезростання. Якщо в 1994 р. в умовах вологих борів зазначена частка активності радіонукліду була зосереджена в товщі грунту до 10 см, то в 1999 р. - до 12 см (табл. 3). В умовах вологих суборів та сугрудків виявлена інша тенденція перерозподілу радіонукліду по грунтовому профілю - основна частка запасу ^{137}Cs відповідно по названих типах була зосереджена в товщі грунту в 1994 р. до 8 та до 6 см, а в 1999 р. - до 10 та до 8 см. В гігротопному ряду суборів процес заглиблення радіонуклідів в мінеральну товщу грунту відбувається швидшими темпами з підвищенням зволоженості лісорослинних умов. Так, якщо в умовах свіжих суборів основна частка активності ^{137}Cs була зосереджена в 1994 р. в шарі грунту до 8 см і в 1999 р. - до 12 см, відповідно в умовах вологих суборів до 8 та до 10 см , то в умовах сирих суборів - до 6 та до 14 см глибини грунтового профілю (табл. 4). Таким чином, розширення зони знаходження радіонукліду в грунтовому профілі в більш бідних та більш зволожених лісорослинних умовах відбувається швидшими темпами. Відповідно, на більшу глибину в таких умовах мігрує і більша частка активності ^{137}Cs.

Висновок

Трофність та гідрологічний режим грунтів лісових екосистем визначають інтенсивність вертикальної міграції радіонукліду в грунті. Лісова підстилка відіграє акумулюючу роль відносно радіонуклідів. Активність зосередженого в ній ^{137}Cs та темпи його перерозподілу між фракціями (напіврозкладеною та розкладеною) знаходяться в прямій залежності від лісорослинних умов. Завдяки розкладу органічного опаду відбувається поступове заглиблення радіонуклідів у мінеральну частину грунту. В більш бідних та зволожених лісорослинних умовах вертикальна міграція ^{137}Cs по грунтовому профілю відбувається більш інтенсивно.

Література

1. Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е., Бобовникова Ц.И., Сиверина А.А., Шкуратова И.Г. Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС // Почвоведение.- 1990.- № 10.- С. 14-19.

2. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новик А.А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области // 3 Всесоюз. конф. по с.-х. радиол., Обнинск, 2-7 июля 1990 г.- Т.1.- Обнинск, 1990.- С.18-19.
3. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение.- 1990.- № 10.- С. 41-51.
4. Силантьев А.И., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.И. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия.- 1989.- Вып. 66, № 3.- С.194-197.
5. Ушаков Б.А., Панфилов А.В. Радиоактивное загрязнение лесов Брянской области // Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиолог. научн.-практ. конф. 26-28 февраля 1991г.- Брянск, 1991.- Ч. 2.- С. 18-19.
6. Hannu Raitio, Aino Rantavaara. Airborn radiocaesium in Scotch pine and Norvey spruce needles // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest.- Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992. - Book of Abstracts. - Swedish Radiation Protection Institute.- Stockholm, 1992.- P. 27.
7. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология.- 1990.- №3.- С. 30-35.
8. Landin V.P., Kaletnik N.N., Likhtariov I.A., Los I.P., Tsygankov N.Y. Migration of radionuclides of Chernobyl release in forest soils of Ukranian Polessye // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest.- Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992. - Book of Abstracts. - Swedish Radiation Protection Institute.- Stockholm, 1992.- P. 43.
9. Konoplyov A.V., Popov V.E., Bobovnikova Ts.I., Bulgakov A.A. Behavior of long-lived radionuclides in soils of Chernobyl accident affected zone // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest.- Stocholm, Sweden. May 18-22, 1992. - Book of Abstracts. - Swedish Radiation Protection Institute.- Stocholm, 1992.- P. 44.
10. Петряев Е.П., Иванов Т.Г., Морозова Т.К., Соколик Г.А. Прогнозирование вертикальной миграции радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах типичных ландшафтов Белоруссии // Тез. докл. Всесоюз. Совещ. «Принципы и методы ландшафтно геохимических исследований миграции радионуклидов».- М., 1989.- С. 82.
11. Frissel M.J., Noordijk H. and Van Bergeijk K.E. The impact of extreme environmentel conditions, as occuring in natural ecosystems, on soil-to-plant transfer of radionuclides // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.- London and New York: Elsevier Applied Science, 1990.- P. 40-47.
12. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Кильчицкая С.Л., Соколик Г.А. Влияние гумусовых веществ и минеральных составляющих почв на миграционные свойства радионуклидов // Тез.докл. Радиобиол. Съезда, г.Киев, 20-25 сент. 1993г.- Пущино, 1993.- Ч. 3.- С. 793-794.
13. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Душнов В.И., Хомутинин Ю.В. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение // Проблемы сельхоз. радиологии.- Сб. научн. трудов.- Вып.2.- Киев.- 1992.- С. 108-117.
14. Tikhomirov F.A., Scheglov A.I., Smirnov E.G. Regularities of radionuclide migration in forest ecosystems // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest. - Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992. - Book of Abstracts.- Swedish Radiation Protection Institute.- Stocholm, 1992.- P. 9
15. Ратников А.Н., Жигарева Т.Л., Плесцов В.М., Попова Г.И., Юдинцева Н.В., Петров К.В., Петров С.В. Поведение радиоактивных веществ в системе почва-растение в основных типах почв СССР // Тез. докл. 1 Всес. радиол. съезда.- Т. 2.- Пушкино, 1989.- С. 519
16. Ляшенко А.Н., Благоев В.В., Шокодько И.В., Близнюкова Л.В., Христенко Ю.С., Пискун А.В. Миграция и подвижность радионуклидов чернобыльского выброса в дерново-подзолистой почве // Тез. докл. радиолог. съезда.- Ч. 2.- Пущино, 1993.- С. 623.
17. Аксенова С.П., Санжарова Н.И. К оценке влияния модифицирующих факторов на связь Cs-137 с водорастворимыми фракциями органических веществ дерново-подзолистой, супесчаной и дерново-глеевой оторфованной почв // Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской эколог. исслед. сети.- Минск, 1995.- С. 5.
18. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Соколик Г.А., Рубинчик С.Я., Любкина И.Я. Изменение состояния радионуклидов на загрязненной территории БССР // Весці АН БССР. - Сер. фіз.-енерг. наук. -1992.- №4.-С. 65-66.
19. Круглов С.В., Алексахин Р.М., Васильева Н.А. и др. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение.- 1990.- № 10.- С. 26-34.
20. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение.- 1990.- № 10. - С. 20-25.

21. Афанасик Г.И., Пятницкая В.Н., Судас А.С., Шкутов Э.Н. Влияние водного режима почво-грунтов на поглощение радионуклидов корневыми системами растений // Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской эколог. исслед. сети.- Минск, 1995.- С. 12.
22. Афанасик Г.И.,Гилевская В.С., Шкутов Э.Н. Закономерности переноса радионуклидов в системе грунтовые воды-почва-растение-поверхностные воды // Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской эколог. исслед. сети.- Минск, 1995.- С. 11.
23. Кучма М.Д., Архіпов М.П., Бідна С.М., Терещенко О.Н. Радіоекологічна та лісівнича ситуація в лісах зони відчудження // Наука. Чорнобиль-96: Тез. докл. наук.-практ. конф. 11-12 лютого 1997р.- Київ, 1997.-С. 53-54.
24. Давыдов Н.Н., Загребин А.Б., Калетник Н.Н., Подкур П.П. Поведение радионуклидов в лесных почвах зоны аварии на ЧАЭС и переход их в продукцию леса // Чернобыль-96 "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Тез. докл. пятой Междунар.науч.-техн. конф. - Зеленый мыс, 1996.- С. 267.
25. Зибцев С.В., Худолей В.Н., Давыдов Н.Н., Кучма Н.Д. Типологические особенности распределения радионуклидов в лесных экосистемах зоны отчуждения // Чернобыль-96 "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Тез. докл. пятой Междунар.науч.-техн. конф. - Зеленый мыс, 1996.- С. 268.
26. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.V. Space heterogeneity of distribution and migration of Chernobyl fallaut radionuclides in the pine forest // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest. Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992. - Book of Abstracts.- Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm, 1992.- P. 10
27. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов Чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология.- 1996. -Т. 36, №4.- С. 469-478.
28. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Гайдуль А.З. Миграция и накопление ^{137}Cs в лесных экосистемах // Чернобыль-96 "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Тез. докл. пятой Междунар. науч.-техн. конф.- Зеленый мыс, 1996.- С. 263.
29. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України.-Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
30. Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф. и др. Лес и Чернобыль (Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС 1986-1994) / Под ред. В.А.Ипатьева - Минск, 1994.-252 с.
31. Лундін С.М., Кадигріб О.М., Процак В.П., Лапшин В.П., Ковтун М.В. Оцінка запасу радіоактивних речовин в лісових біоценозах Полісся // Проблемы сельскохозяйственной радиологии.- 1996.- Вып. 4.- С. 90-97.
32. Архіпов А.М., Мелешин А.Ю., Мешалкін Г.С., Паскевич В.А., Архіпов М.П. Кількісна оцінка вертикальної міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr в грунтах зони відчуження // Наука. Чорнобиль-96: Тез. докл. наук.-практ. конф. 11-12 лютого 1997р. - Київ, 1997.-С. 69.
33. Погребняк П.С. Общее лесоводство.- Изд. 2-е.- М.: Колос, 1968. - 440 с.

Ирклиенко С.П., Орлов А.А., Коломацкая Т.Д., Ландин В.П.

Динамика вертикального перераспределения ^{137}Cs в почвах различной трофности и гидрологического режима в лесах Полесья Украины

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир; Госкомитет лесного хозяйства Украины, г.Киев

Трофность и гидрологический режим почв лесных экосистем определяют интенсивность вертикальной миграции радионуклидов в почве. Лесная подстилка играет аккумулирующую роль относительно радионуклидов. Активность сосредоточенного в ней ^{137}Cs и темпы его перераспределения между фракциями (полуразложившейся и разложившейся) находятся в прямой зависимости от лесорастительных условий. В бедных и более увлажненных лесорастительных условиях вертикальная миграция ^{137}Cs в почве ускоряется.

Irklienko S.P., Orlov O.O., Kolomatska T.D., Landin V.P.

Dynamics of vertical redistribution of ^{137}Cs in soils of various trophycal and hydrological regime in forests of Polessye of Ukraine.

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir; State Commettee of Forestry of Ukraine, Kyiv

Trophical and hydrological regime of soils of forest ecosystems determine the intensity of vertical migration of radionuclides in the soil. Forest litter plays the accumulative role concerning radionuclides. Activity of concentrated ^{137}Cs in it and rates of redistribution of this radionuclide between fractions of forest litter (semi-decomposed and decomposed) depend on dirict connection with forest ecological conditions. The vertical migration of ^{137}Cs accelerates in the soil of more poor and hymidic conditions.

Мамихин С.В.,
доктор биологических наук
Московский государственный университет
им. М.В.Ломоносова, г.Москва, Россия

Математическая модель динамики ^{137}Cs в сосняках в условиях мелкодисперсных выпадений

Поскольку леса являются объектами активного хозяйственного использования, после аварии на ЧАЭС появилась острая потребность в прогнозе развития ситуации на залесенных территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. С этой целью был разработан ряд подходов к построению моделей динамики ^{137}Cs в лесных экосистемах. Наиболее эффективным оказался алгоритм, который характеризуется следующим:

1) Содержание радионуклидов в растительности подразделяется на две части (наружное и внутреннее загрязнение), динамика которых рассматривается отдельно. Критерием такого разделения является путь поступления радионуклида в структурную часть растения. Внутреннее загрязнение обусловлено поступлением радионуклида в растение из почвы через корневую систему или из других частей растения в результате перераспределения. Наружное загрязнение обусловлено только прямым попаданием радионуклида на поверхность надземной части растения.

2) Предполагается, что поведение радионуклидов подчиняется тем же закономерностям, что и поведение их стабильных химических аналогов (для ^{137}Cs - калий).

3) Динамика радионуклида рассматривается в связи с динамикой фитомассы.

На основе данного алгоритма были созданы имитационные модели динамики содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем с развитым древесным ярусом. Объектами моделирования были выбраны две экосистемы, типичные для территорий, загрязненных в результате аварии, - дубовый лес и сосновый лес возрастом от 40 до 80 лет. Общая структура моделей представлена на рисунке 1.

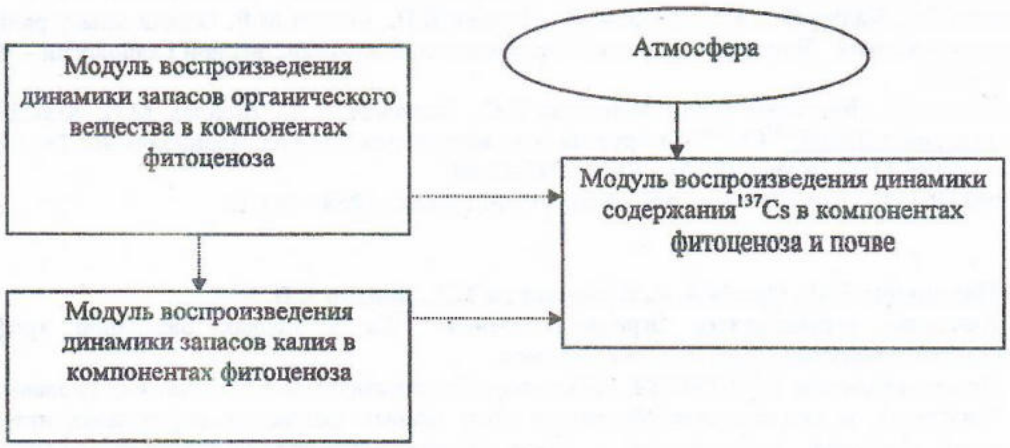


Рис. 1 Общая структура моделей

На рисунке 2 представлена топологическая структура модуля воспроизведения динамики содержания ^{137}Cs в компонентах фитоценоза и почве. Функции радиоактивного распада ^{137}Cs, содержащегося в компонентах экосистемы, не указаны, для того, чтобы не загромождать диаграмму.

Входная переменная

Атмосфера - поступление радиоактивных веществ из атмосферы.

Переменные состояния

В модели включены следующие переменные состояния:

Растительность: содержание органического вещества (абсолютно сухой вес) - X_i, содержание калия (абсолютно сухой вес) - K_i, содержание ^{137}Cs (Бк на кг абсолютно сухого веса): Z_i - внутреннее загрязнение, Y_i - наружное загрязнение, E_i - суммарное загрязнение. *Scd* - загрязнение почвы, *Cd* - суммарное загрязнение растительного и почвенного покрова. Индекс *i* соответствует следующим структурным частям растений: 1 - распределительный пул; 2 - хвоя; 3 - ветви; 4w - древесина ствола; 4b - кора ствола; r - корни крупные; rsm - корни мелкие.

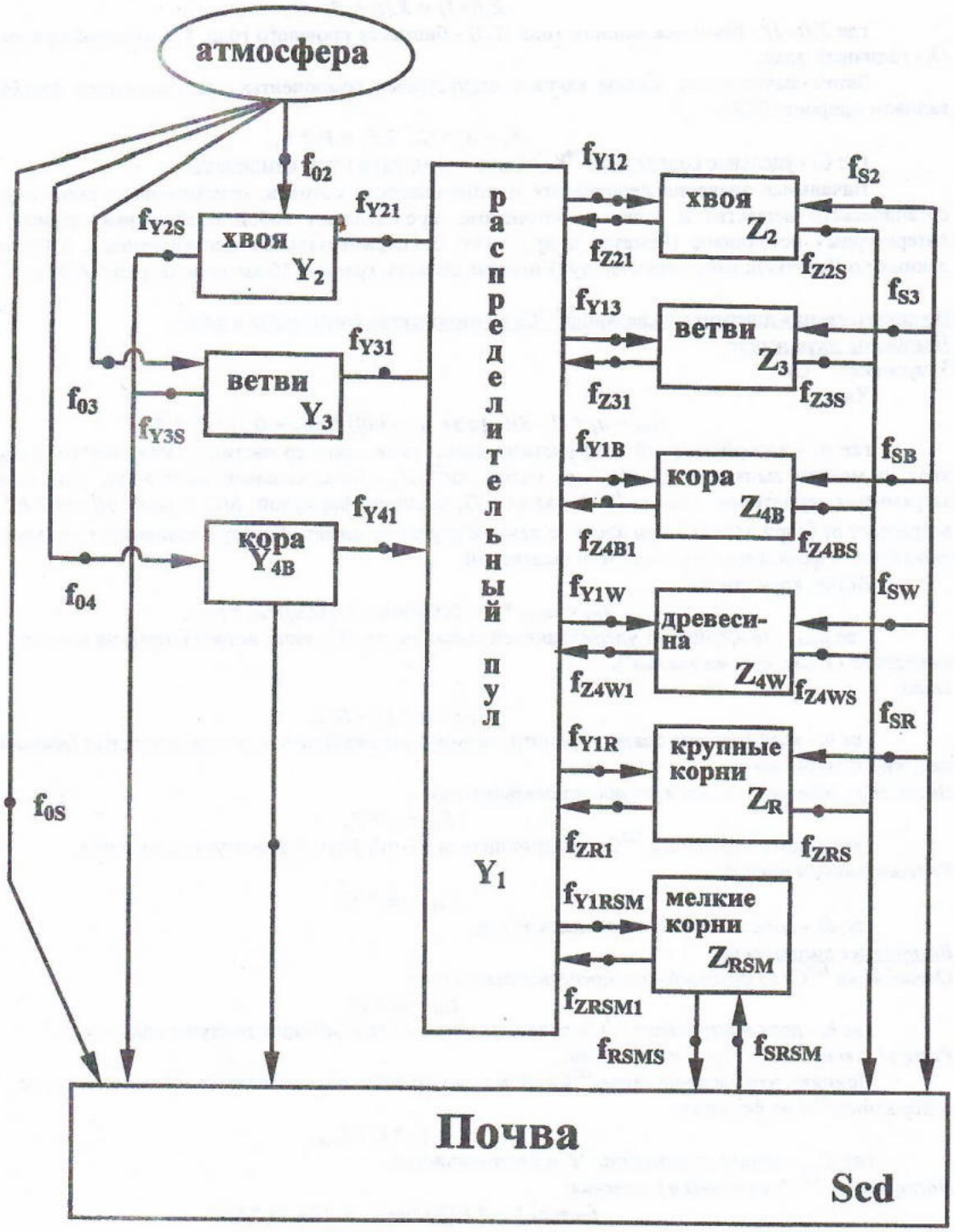


Рис. 2 Потоковая диаграмма динамики ^{137}Cs в компонентах сосняка

Описание динамики запасов органического вещества и калия в фитоценозе

Если не рассматривать влияние климатических колебаний на динамику радионуклидов, то можно ограничиться многолетней динамикой запасов органического вещества в фитоценозе. Для снижения времени расчетов в базовом варианте модели сезонная (внутригодичная) динамика не рассматривалась, и запасы органического вещества в каждом компоненте фитоценоза вычислялись следующим образом:

$$X_i(t+1) = X_i(t) + P_i - O_i,$$

где $X_i(t+1)$ - биомасса данного года, $X_i(t)$ - биомасса прошлого года, P_i - валовый прирост за год, O_i - годичный опад.

Затем вычислялись запасы калия в структурных компонентах растительного покрова (K_i) и валовом приросте (KP_i):

$$K_i = X_i * C_i \; ; \; KP_i = P_i * C_i,$$

где C_i - удельное содержание ^{39}K (г/г абс. сух. в-ва) в i-том компоненте.

Начальные значения переменных и интенсивность потоков, описывающих динамику запасов органического вещества и калия в фитоценозе, представляют собой обобщенные данные из ряда литературных источников (Ремезов и др., 1959; Экспериментальные исследования..., 1976; и др.) и данных по Дитяткинскому лесничеству (Киевская область, граница 30-км зоны аварии ЧАЭС).

Воспроизведения динамики содержания ^{137}Cs в компонентах фитоценоза и почве

Наружное загрязнение.

Удержание ^{137}Cs:

Хвоя:

$$f_{Y02} = a_1 * (1 - SIG(psize, 0, 1000)) * (X_{2f} + 0.1) / X_2 * finp,$$

где a_1 - адсорбционный коэффициент хвои, *psize* - размер частиц (в микрометрах), X_{2f} - запас хвои на момент выпадения (Т абс. сух. массы /км^2), X_2 - максимальный запас хвои, *finp* - плотность загрязнения территории (кБк/км^2). Функция *SIG*, заданная формулой: $SIG = (a-b)^2/(((c-b)/2-b)^2+(a-b)^2)$, возрастает от 0 при a≤b до 1 при a≥c и в данном случае отражает обратную зависимость удерживающей способности фракции от дисперсности выпадений.

Ветви, кора ствола:

$$f_{Y0i} = a_{(i-1)} * (1 - SIG(psize, 0, 1000)) * X_i * finp,$$

где $a_{(i-1)}$ - коэффициент удерживающей способности, X_i - запас ветвей (коры) на момент выпадения (Т абс. сух. массы /км^2).

Опад:

$$f_{YiS} = b_i * (Y_i - f_{Yi1}),$$

где b_i - коэффициент опада, параметр, который отражает скорость самоочищения фракции от наружного загрязнения.

Вклад структурных частей в распределительный пул:

$$f_{Yi1} = c_i * Y_i,$$

где c_i - доля наружного ^{137}Cs, содержащегося в i-той фракции, поступающая в пул.

Радиоактивный распад:

$$f_{Yid} = dc * Y_i,$$

где dc - доля ^{137}Cs, распадающаяся за год.

Внутреннее загрязнение.

Отчисления ^{137}Cs из фракций в распределительный пул:

$$f_{Zi1} = h_i * Z_i,$$

где h_i - доля внутреннего ^{137}Cs, содержащегося в i-той фракции, поступающая в пул.

Распределение ^{137}Cs из пула во фракции:

Принято, что распределение ^{137}Cs из пула во фракции осуществляется пропорционально содержанию ^{39}K во фракции:

$$f_{Y1Zi} = Y_1 * K_i / K_{sum},$$

где K_{sum} - общее содержание ^{39}K в растительности.

Поступление ^{137}Cs из почвы в растения:

$$f_{SP} = a_6 * a_7 * BELL(ny, 1, 5, 100, 5) * Scd,$$

где a_6 - коэффициент гидроморфности экосистемы (от 1 для элювиальных до 4 для аккумулятивных), a_7 - коэффициент максимальной биологической доступности ^{137}Cs для данного типа почв. Переменная *BELL*, заданная кривой Пирсона I рода:

$$BELL(a,b,c,d,e) = ((a-b)/(c-b))^e * ((a-d)/(c-d))^{e*((d-c)/(c-b))},$$

описывает асимметричную колоколообразную зависимость процесса от величины аргумента a и равна 0 при a≤b, a≥d, принимая максимальное значение 1 при a = c. Аргумент *e* отвечает за ширину колокола, чем меньше его величина, тем шире колокол. В данном случае *BELL* - функция зависимости биологической доступности ^{137}Cs от времени, прошедшего с момента выброса.

Распределение ^{137}Cs, поступающего из почвы в растения по фракциям:

В данном случае принято, что распределение происходит пропорционально содержанию калия в валовом приросте данной фракции:

$$f_{Si} = f_{SP} * KP_i / KP_{sum},$$

где KP_{sum} - общее содержание ^{39}K в валовом приросте растительности.

Выведение внутреннего ^{137}Cs из растений в почву с опадом:

Принято, что выведение внутреннего ^{137}Cs из растений происходит пропорционально опаду:

$$f_{iS} = Z_i * O_i / X_i.$$

Для хвои учитывается также отток части ^{137}Cs в распределительный пул перед листопадом.

Реализация моделей

Модели реализованы на Microsoft (R) BASIC Professional Development System 7.1 (Microsoft Quick Basic Extended).

Проверка

Проверка работы моделей проводилась по данным о динамике ^{137}Cs в лесных экосистемах на границе 30-км зоны аварии Чернобыльской АЭС в 1986 -1994 гг. (Mamikhin et al., 1997) и по данным о распределении по компонентам древостоя глобального ^{137}Cs (Van Voris et al., 1990) (табл. 1).

Таблица 1

Распределение ^{137}Cs между надземными компонентами древостоя, %

Компонент:	Оак-Ридж (Van Voris et al., 1990)	Модель (30 лет)
листья	2.7	3.3
ветви	22.6	29.7
ствол	74.7	67

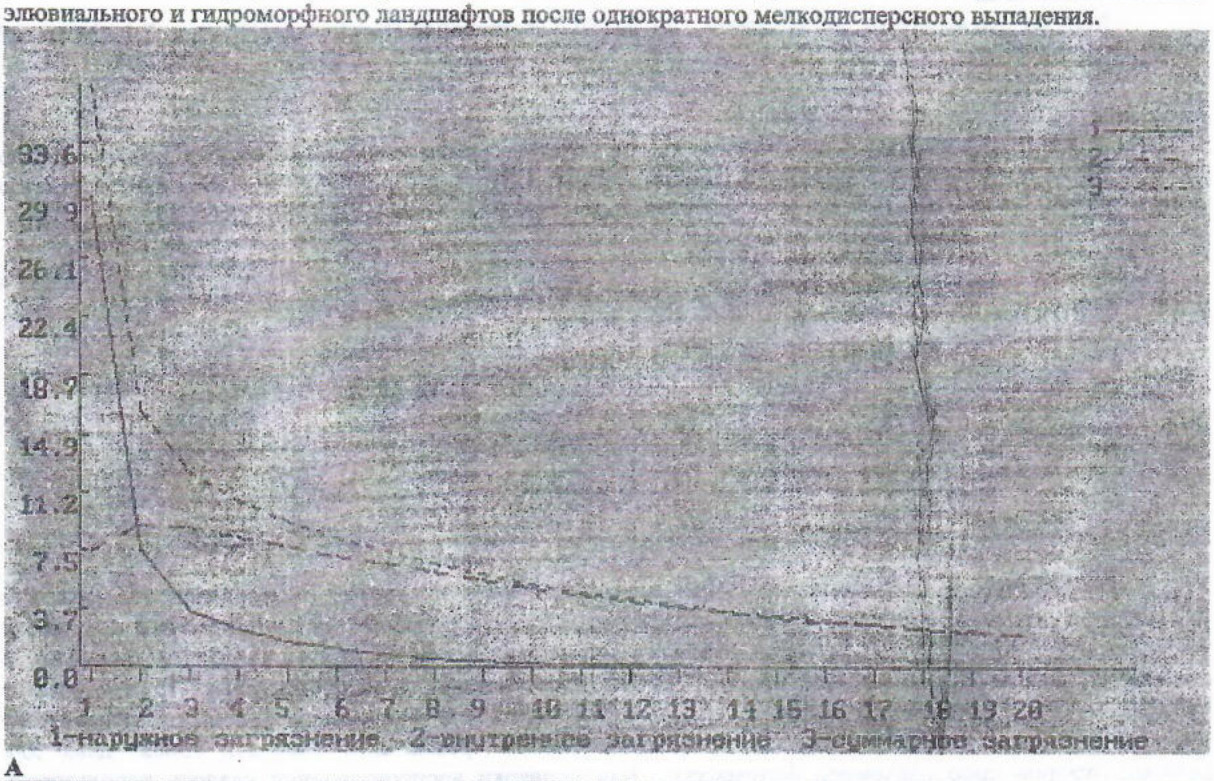
Не удалось, к сожалению, провести в должной мере проверку воспроизведения моделью динамики загрязнения корневых систем. Следует отметить, что поведение радионуклидов в подземной части растительного покрова является наименее изученным аспектом круговорота радионуклидов в системе атмосфера - растительный покров - почва. Это обусловлено исключительной трудоемкостью проведения подобных исследований в полевых условиях, тем более в условиях радиоактивного загрязнения. Древесная растительность представляет собой чрезвычайно сложный объект даже для разовых отборов проб надземной фитомассы. Для проверки воспроизведения удалось использовать только косвенные данные по относительному загрязнению надземных компонентов и корневых систем, полученные в рамках международной программы, проводившейся в 1991 - 1995 гг. в 30-км зоне аварии Чернобыльской АЭС (Rafferty et al., 1996) (рис.3). Поскольку полевые данные по загрязнению корней

Рис. 3. Сравнение данных по удельному загрязнению компонентов древостоя ^{137}Cs (условные единицы)

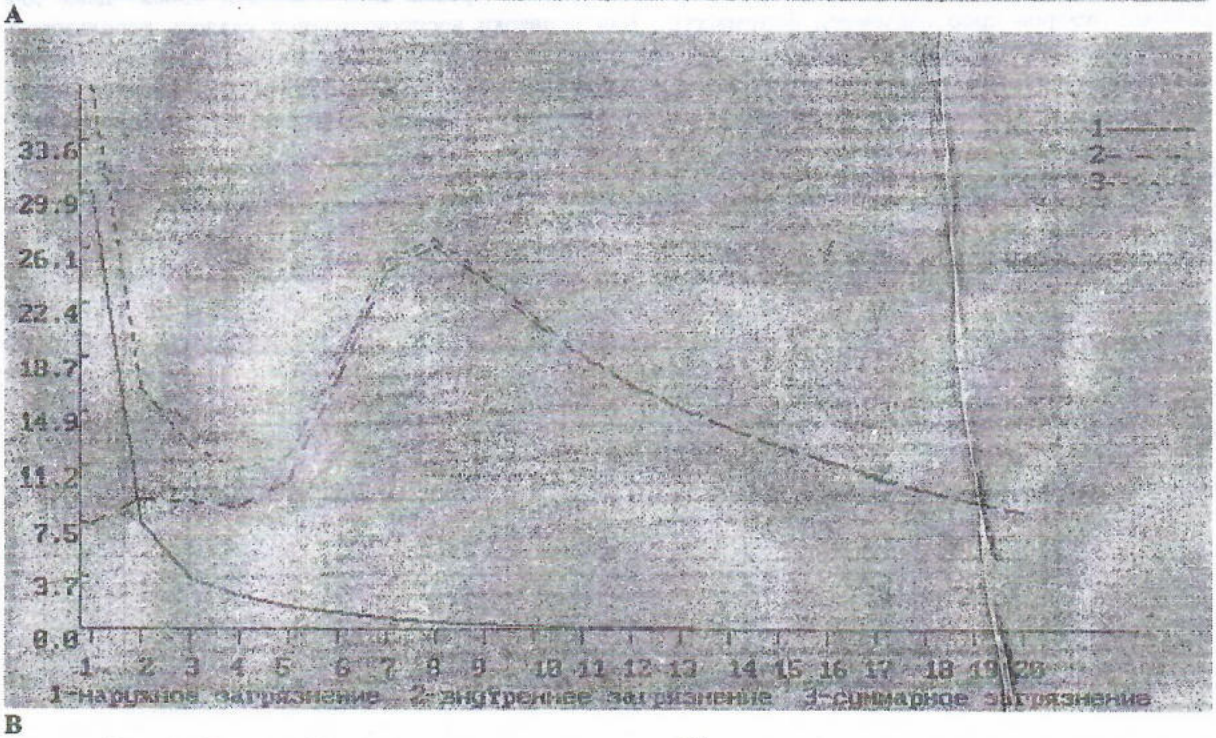
были получены только для участка с крупнодисперсными выпадениями, а данный вариант модели построен для имитации загрязнения лесных экосистем мелкодисперсными выпадениями, данные по уровню загрязнения коры, загрязненность которой сильно зависит от дисперсности выпадений, не сравнивались.

Результаты моделирования

Модель позволяет достаточно реалистично воспроизводить многолетнюю динамику содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем различной степени увлажнения в ситуации загрязнения их радиоцезием в результате одномоментного выброса (однократного или в течении ряда лет) радиоактивных веществ в атмосферу в мелкодисперсной форме (размер частиц не более 10 мкм). На рисунках 4 и 5 представлен прогноз на 20 лет динамики содержания ^{137}Cs в фитомассе сосняков элювиального и гидроморфного ландшафтов после однократного мелкодисперсного выпадения.

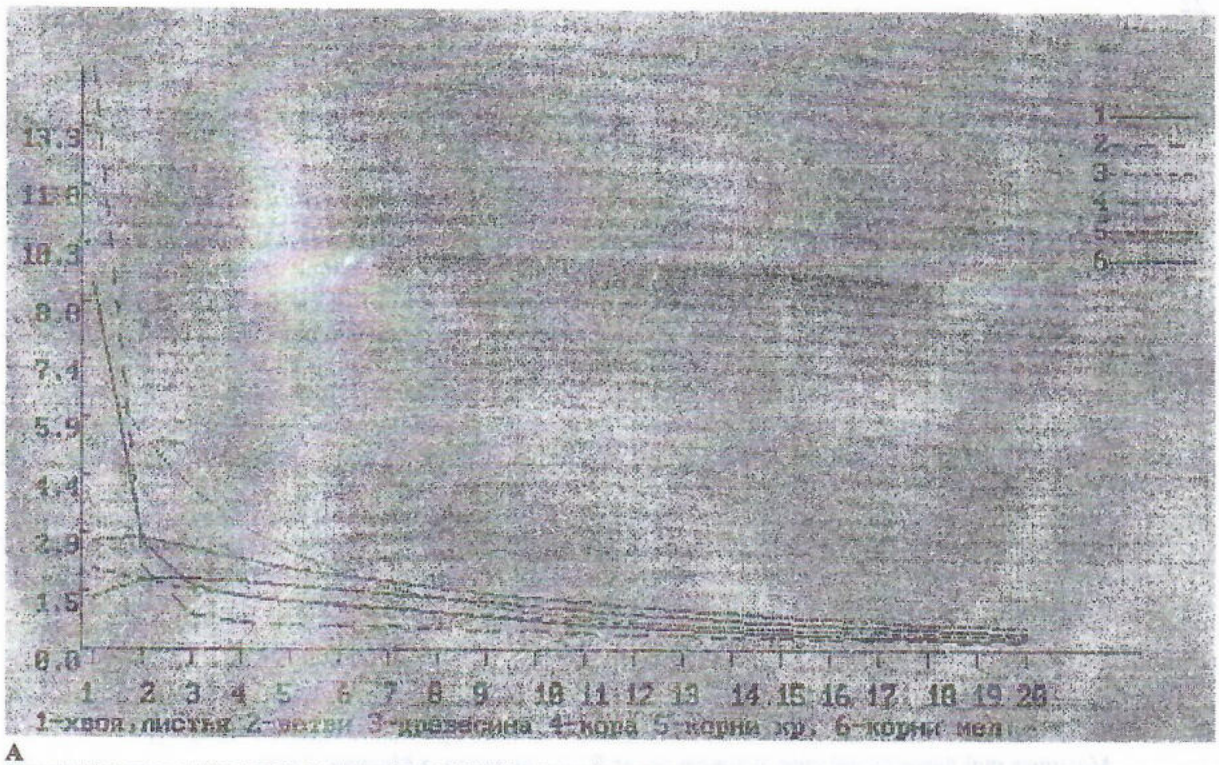


А

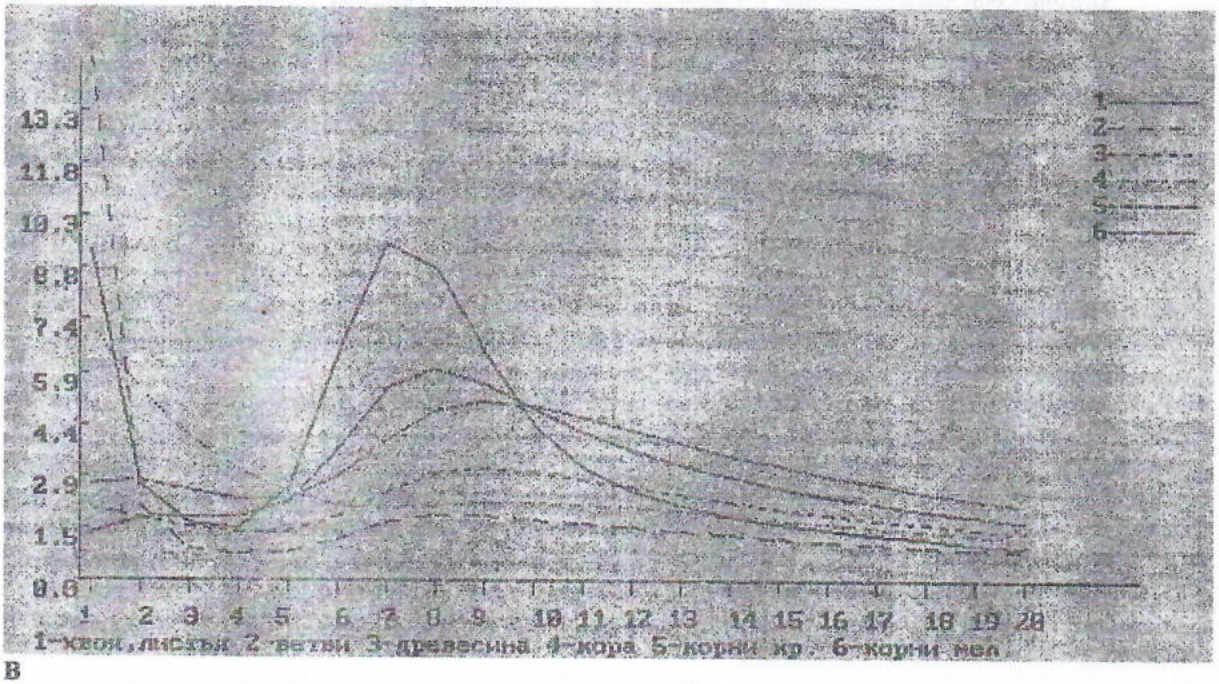


В

Рис. 4. Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения) в древостое автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов



А



В

Рис. 5. Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения) в компонентах древостоя автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов

Результаты работы модели подтвердили предположение о важности роли корневых систем в перераспределении радионуклидов в экосистемах, сделанное ранее при исследовании вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах с помощью математической модели (Mamikhin, 1995). Согласно расчетам максимальная интенсивность поступления ^{137}Cs (в % от первоначальной плотности загрязнения в год) через корневую систему составила для элювиального ландшафта - 0.145, для аккумулятивного - 13.2, максимальная интенсивность выноса составила соответственно 0.143 и 1.03%. Таким образом, можно констатировать, что весьма важным фактором в перераспределении радионуклидов в наземных экосистемах является участие корневых систем растения. Причем, помимо общеизвестной роли корневой системы в поглощении радионуклидов из почвы, не менее важную роль играет поступление ^{137}Cs из древостоя в почву в результате прижизненных выделений и отмирания корней.

Литература

1. Ремезов Н.П., Быкова Л.Н. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1959. - 284 с.
2. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. – Минск: Наука и техника, 1976. - 304 с.
3. Mamikhin S.V. Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil // J. Environ. Radioactivity. – 1995. - Vol. 28, No.2. - P. 161-170.
4. Mamikhin S.V., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant // The Science of the Total Environment. – 1997. – Vol.193.- P. 169-177.
5. Rafferty B., Kliashtorin A., Kuchma N., Ruehm W., Shcheglov A., Tikhomirov F., Zhuchenko T. Radionuclide partitioning in forest ecosystems // Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5. - Final Report, European Comission EUR 16531EN 1996. - P. 38 - 42.
6. Van Voris, P., Cowan, C.E., Cataldo, D.A., Wildung, R.E., Shugart, H.H. (1990). Chernobyl case study: Modeling the dynamics of long term cycling and storage of Cs-137 in forested ecosystems // Transfer of radionuclides in natural and semi natural environments. Eds. G.Desmet, P.Nassimbeni & M.Belli. - Elsevier Applied Sciense, Barking, UK, 1990. - P. 61-73.

Мамихін С.В.,

Математична модель динаміки ^{137}Cs в сосняках в умовах дрібнодисперсних випадінь

Московський державний університет ім. М.В.Ломоносова, г.Москва, Росія

Пропонується математична модель поведінки ^{137}Cs в лісових екосистемах. Вважається, що поведінка цього радіонукліду аналогічна поведінці його хімічного аналогу – калію. Динаміка вмісту радіонукліду розглядається паралельно динаміці фітомаси. Запас радіонукліду в рослинах розділяється на дві основні складові: зовнішнє та внутрішнє забруднення, динаміка яких аналізується окремо. Модель перевірена на даних, отриманих на межі 30-км зони аварії на ЧАЕС в 1986-1994 рр. Був зроблений висновок, що описаний алгоритм є найбільш ефективним для імітації поведінки ^{137}Cs в лісових екосистемах.

Mamikhin S.V.

Mathematical model of ^{137}Cs dynamics in pine forests in conditions of high-dispersed fallout

Moskov State University named after M.V.Lomonosov, Moscov, Russia

A mathematical model of ^{137}Cs behaviour in the forest ecosystem is presented. The behaviour of this radionuclide is assumed to obey the same regularities as the behaviour of its stable chemical analogue - potassium. Radionuclide dynamics are considered in parallel with the dynamics of the phytomass. Radionuclides contained in the vegetation are pooled into two basic compartments: external and internal contamination, with separate analysis of each one. The model was verified using the the data obtained on the border of the 30-km zone of the Chernobyl NPP in 1986 - 1994. The algorithm described was found to be the most efficient in terms of ^{137}Cs behaviour in the forest environments.

Ірклієнко С.П.,
кандидат сільськогосподарських наук
Дмитренко О.Г.,
науковий співробітникр
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Мобільність ^{137}Cs у системі «грунт-сосна звичайна» в залежності від трофності грунту

Надходження радіонуклідів у лісову рослинність у віддалений післяаварійний період визначається грунтовими параметрами, які також обумовлюють склад та продуктивність деревостанів. Серед таких параметрів виділяється вміст органічних речовин у грунті, сума обмінних катіонів, наявність фізичної глини, кислотність, вологість грунту та ін. [1]. Проте виділити серед них головні, що визначають надходження ^{137}Cs у рослинність, надзвичайно важко. Тому, для виявлення ступеню впливу грунтових умов на інтенсивність накопичення радіонукліду у деревних породах доцільним є застосування лісової типології. Згідно її положень, особливості живлення лісових насаджень, їх склад і продуктивність на різноманітних грунтах відбивають осі едафічної сітки [2].

В науковій літературі наведені матеріали відносно накопичення ^{137}Cs в структурних частинах деревостанів. Дослідники зазначають, що гетерогенність забруднення деревних рослин збільшується з часом та визначається відмінностями умов місцезростання [3]. При цьому, зміна трофності лісорослинних умов по-різному впливає на накопичення радіонуклідів у різних породах [4]. Низькі рівні накопичення цезію вищими рослинами були виявлені на сухих та більш багатих грунтах [5]. Подібні результати були отримані й українськими дослідниками [6, 7, 8, 9]. Ними зроблений висновок про те, що гігротоп і трофотоп відіграють суттєву роль в накопиченні ^{137}Cs деревними рослинами. За інтенсивністю накопичення згаданого радіонукліду в деревині сосни типи умов місцезростання ранговані авторами [6] в такий ряд: A_4-B_4 > C_4 > B_2 > A_2 > C_2. При цьому робиться припущення, що накопичення радіонуклідів в деревних видах пов'язано з їх екологією та глибиною кореневої системи. Дослідниками [10] між цими параметрами виявлений тісний кореляційний взаємозв'язок. На просторову неоднорідність накопичення радіонуклідів та їх зв'язок з умовами місцезростання вказують російські вчені [11]. Виходячи із власних досліджень, авторами [12] зроблений висновок, що різниця в накопиченні ^{137}Cs сосною, зростаючою в різних типах лісу, може складати від 1,5 до 3 раз.

В останні роки для оцінки забруднення деревних порід радіонуклідами був застосований ландшафтний підхід [13, 14]. Російськими дослідниками [13] виявлено, що в умовах квазірівноваги радіонуклідів у грунтово-рослинному покриві коефіцієнт переходу ^{137}Cs в деревину варіює в залежності від ландшафтних особливостей більш, ніж в 100 разів. В роботі українських вчених [14] виявлений чіткий зв'язок величини коефіцієнту накопичення ^{137}Cs деревиною сосни із грунту з типами ландшафтів та типами умов місцезростання, що дозволило авторам екстраполювати значення коефіцієнтів накопичення в рамках едафічної сітки та перейти до етапу моделювання.

Аналіз літературних джерел в цілому показав, що, по-перше, дослідниками наводяться суперечливі дані щодо інтенсивності накопичення радіонуклідів в різних умовах місцезростання і, по-друге, проведений аналіз засвідчив недостатність вивчення цього питання в умовах Полісся. В той же час, матеріали по накопиченню радіонуклідів деревними породами в різних умовах місцезростання, без сумніву, є важливими для прогнозування радіоактивного забруднення насаджень та ведення в них лісового господарства на науковій основі.

Мета роботи полягала у вивченні інтенсивності накопичення ^{137}Cs головною лісоутворюючою породою Полісся - сосною звичайною. Дослідження проводились протягом 1999 р. на ряді постійних пробних площ, закладених в різних по трофності лісорослинних умовах на території Житомирського Полісся. Щільність радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs на пробних площах знаходилася в межах 322-402 кБк/м^2 (8,7-11,4 Кі/км^2). Методика досліджень полягала у проведенні за загальноприйнятими в лісівництві і лісовій таксації методами переобліку на пробних площах та підборі модельних дерев (по одному) для трьох основних ступенів товщини. Модельні дерева зрізувались на рівні кореневої шийки. Гілки дерева розподілялись на три частини, відповідно до їх розміщення у кроні - нижнє, середнє, верхнє. Із кожної частини крони відбирались відповідно однорічні та дворічні хвоя та пагони. Стовбур, для визначення ходу росту, розпилювали на 2-метрові відрізки. Для виявлення вмісту ^{137}Cs з кожного відрізка окремо відбирали зразки кори, деревини в корі та без кори. В лабораторних умовах зразки висушували у термостаті при температурі + 105°С до повітряно сухої ваги, подрібнювались та аналізувались на спектроаналізаторі LP-4900B «AFORA». Результати спектрометричних досліджень питомої активності ^{137}Cs в тканинах та органах сосни звичайної, зростаючої в різних лісорослинних умовах, відображені в таблиці 1.

Таблиця 1

Питома активність та коефіцієнти переходу ^{137}Cs в тканини та органи сосни у вологих борах, суборах, сугрудках

Тканини та органи	Питома активність по ТУМ, Бк/кг			Коефіцієнти переходу по ТУМ		
	A_3	B_3	C_3	A_3	B_3	C_3
Кора, загалом	8886	11403	1107	27,6	28,4	3,2
на висоті ОН стовбура	4585	4960	1810	14,2	12,3	5,3
1,3 м	5835	6272	2290	18,1	15,6	6,7
$^1/_4$ Н	10395	10075	987	32,3	25,1	2,9
$^1/_2$ Н	10145	13215	964	31,5	32,9	2,8
$^3/_4$ Н	12350	14100	621	38,3	35,1	1,8
на вершині	16450	18400	644	51,1	45,8	1,9
Деревина в корі, загалом	4178	3738	328	13,0	9,3	1,0
на висоті ОН стовбура	3757	3985	479	11,7	9,9	1,4
1,3 м	3531	3380	282	11,0	8,4	0,8
$^1/_4$ Н	3642	3440	220	11,3	8,5	0,6
$^1/_2$ Н	3915	3475	253	12,1	8,6	0,7
$^3/_4$ Н	5068	4440	478	15,7	11,0	1,4
на вершині	5565	5260	657	17,3	13,1	1,9
Деревина без кори, загалом	3025	2957	144	9,4	7,3	0,4
на висоті ОН стовбура	2987	3260	103	9,3	8,1	0,3
1,3 м	2887	2580	167	9,0	6,4	0,5
$^1/_4$ Н	2987	2525	108	9,3	6,3	0,3
$^1/_2$ Н	3043	2635	143	9,4	6,5	0,4
$^3/_4$ Н	3093	3495	197	9,6	8,7	0,6
на вершині	3621	3750	202	11,2	9,3	0,6
Гілки загалом	16657	16487	785	51,7	41,0	2,3
Пагони однорічні	30100	23600	1370	93,5	58,7	4,0
- " - дворічні	20500	18050	569	63,7	44,9	1,7
Шпильки однорічні	41988	32000	1090	130,4	79,6	3,2
- " - дворічні	10991	12800	426	34,1	31,8	1,2
Щільність радіоактивного забруднення грунту, кБк/м^2	322	402	341	322	402	341

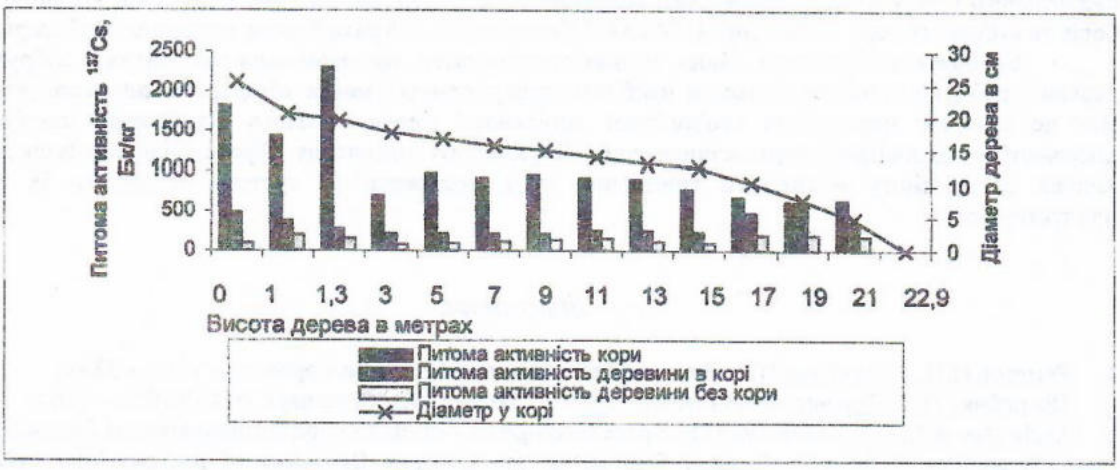
Матеріали свідчать, що найменший вміст радіонукліду та відповідно найменші величини коефіцієнтів переходу ^{137}Cs із грунту у досліджувані тканини та органи сосни виявлені для деревини без кори. Далі в порядку зростання питомої активності розміщені - деревина в корі, кора, гілки, однорічні пагони та шпильки. Так, наприклад, для умов вологих борів (A_3), питома активність ^{137}Cs (Бк/кг) та коефіцієнти переходу ($м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$) становлять відповідно у деревині без кори - 3025 і 9,4; у деревині в корі - 4178 і 13,0; у корі - 8886 і 27,6; у гілках - 16657 і 51,7; у пагонах однорічних - 30100 і 93,5; у шпильках однорічних - 41988 і 130,4. Подібна тенденція відносно розміщення тканин та органів у рангованому ряду досліджуваних параметрів характерна і для інших лісорослинних умов. Підтвердженням цього можуть бути розраховані відносні співвідношення питомих активностей ^{137}Cs між деревиною без кори, деревиною в корі, гілках, однорічних пагонах і шпильках. Так, для умов вологих борів вони складають - 1 : 1,4 : 2,9 : 5,5 : 9,9 : 13,9; для вологих суборів - 1 : 1,3 : 3,8 : 5,5 : 8,0 : 10,8; для вологих сугрудків - 1 : 2,3 : 7,7 : 5,5 : 9,5 : 7,6. Привертає увагу підвищення показників для деревини в корі та кори, що обумовлено з одного боку радіоактивним забрудненням кори та незначним кореневим надходженням ^{137}Cs - з іншого. В той же час, досить стабільними виявились показники для інших тканин та органів, за винятком однорічної хвої, де спостерігається досить велика варіація. Таким чином, серед наведених компонентів фітомаси дерев сосни звичайної найменш забрудненою є деревина, а найбільш - її асиміляційний апарат.

Для досліджуваних лісорослинних умов характерним є підвищення питомої активності ^{137}Cs в зразках тканин сосни звичайної при збільшенні висоти їх відбору від комля до вершини стовбура. В середньому перевищення вмісту радіонукліду в тканинах, відібраних на вершині стовбура по відношенню до аналогічних із комлевої частини, становить по корі 2,6 рази, а по деревині в корі та без кори - 1,4 рази. Відмічену закономірність продемонструємо на прикладі результатів, отриманих у вологих суборах (B_3). Значення питомої активності ^{137}Cs у тканинах (Бк/кг) на висоті 0Н стовбура, 1,3 м, $^1/_4$Н, $^1/_2$Н, $^3/_4$Н і на

вершині стовбура становили відповідно: у корі - 4960, 6272, 10075, 13215, 14100, 18400; у деревині в корі - 3985, 3380, 3440, 3475, 4440, 5260; у деревині без кори - 3260, 2580, 2525, 2635, 3495, 3750. Подібною тенденцією характеризуються і розраховані величини коефіцієнтів переходу радіонукліду у досліджувані тканини (табл. 1). В той же час, для деревини проявляється деяка варіабельність результатів, а саме - зменшення вмісту ^{137}Cs на висоті 1,3 м у порівнянні із комлевою частиною (0Н) стовбура. Величина коефіцієнта варіювання складає для борових та суборових умов від 6 до 15 % і досягає більш суттєвих значень в умовах сугрудків - до 41%. Проте, це суттєво не змінює загальну закономірність росту активності ^{137}Cs у деревині при збільшенні висоти відбору зразків (рис. 1).

а) вологий бір

б) вологий субір



в) вологий сугрудок

Рис. 1. Хід росту і динаміка питомої активності ^{137}Cs у стовбурах сосни звичайної у вологих борах, суборах та сугрудках

Наведені на рисунку дані дослджень відображають загальну картину ходу росту і розвитку модельних дерев у різних лісорослинних умовах та накопичення в них радіонуклідів. В цілому, збільшення висоти дерева і зменшення його діаметру приводять до підвищення питомої активності ^{137}Cs у зразках деревини, які відбираються на відповідних висотах. Так, питома активність радіонукліду у деревині в корі та без кори в умовах вологого бору на висоті 0Н; 1; 1,3; 3; 5; 7; 9 м висоти стовбура становила відповідно - 3757, 3770, 3531, 3642, 3915, 5068, 5565 та 2987, 2555, 2887, 2987, 3043, 3093, 3621 Бк/кг. Забрудненість кори на згаданих висотах стовбура дерева складала - 3750, 4715, 5070, 9270, 10840, 13935, 16990 Бк/кг. Схожий характер розподілу питомої активності радіонукліду по висоті стовбура спостерігається і у сосни у вологих суборах та сугрудках. В останніх тільки забруднення кори має іншу тенденцію - вміст ^{137}Cs у зразках кори зменшується при збільшенні висоти їх відбору (рис. 1). Це вказує на помітну роль едафічних факторів у процесі поглинання радіонуклідів. В сугрудках, завдяки закріпленню грунтово-поглинаючим комплексом ^{137}Cs, що відповідно знижує процес його грунтового поглинання, значне забруднення кори техногенними радіонуклідами в комлевій частині стовбура ще досі визначається її первинним радіоактивним забрудненням. При цьому, активність ^{137}Cs в корі визначається здебільшого зосередженням радіоактивних частинок у тріщинах та порах кори при перенесенні радіонуклідів із стовбуровими стоками з верхньої частини стовбура.

Серед структурних складових асиміляційного апарату вміст радіонукліду досліджувався у гілках та одно- і дворічних пагонах і шпильках. Найменший вміст ^{137}Cs виявлений у гілках, а найбільший - у шпильках поточного року (табл. 1). Для досліджуваних лісорослинних умов характерним є перевищення вмісту радіонуклідів у однорічних органах над дворічними - питома активність ^{137}Cs в шпильках поточного року формування (однорічних) в 2,5-3,8 рази перевищує питому активність радіонуклідів у шпильках попереднього року (дворічних). Вміст радіонукліду в дворічних пагонах в 1,3 - 2,5 рази менший за відповідний показник для однорічних пагонів. Питома активність радіонукліду в останніх в середньому для лісорослинних умов в 1,7 рази вища за активність ^{137}Cs у гілках. Дослідження розподілу вмісту ^{137}Cs у хвойній лапці з різних частин крони (нижня, середня та верхня частини) вказують на зростання активності від її нижньої частини до верхівки. В умовах вологих борів значення питомої активності складали відповідно 10824, 13672, 21440; в умовах вологих суборів - 15900, 18000, 19250; в умовах вологих сугрудків - 586, 671, 647 Бк/кг. При поліпшенні багатства лісорослинних умов у відповідних органах асиміляційного апарату вміст радіонукліду зменшується. Так, забрудненість радіонуклідами однорічних пагонів сосни у борах, суборах та сугрудках становила відповідно - 30100, 23600, 1370 Бк/кг, однорічної хвої - 41988, 32000, 1090. Мають тенденцію до зменшення і розраховані коефіцієнти переходу, величини яких відповідно названим вище лісорослинним умовам становлять: для однорічних пагонів - 93,5; 58,7; 4,0, а для однорічної хвої - 130,4; 79,6; 3,2. Таким чином, отримані результати свідчать про досить інтенсивне надходження радіонуклідів у складові асиміляційного апарату і особливо в тканини останнього року формування.

Основною продукцією лісового господарства, яка користується широким попитом в народному господарстві, є деревина. Тому, з огляду на результати досліджень, розглянемо можливість її використання в умовах досить високих рівнів радіоактивного забруднення грунту в лісових насадженнях. Виходячи з отриманих нами матеріалів, в сугрудках навіть при щільності радіоактивного забруднення 341 кБк/м^2 (9,2 Кі/км^2) деревина сосни залишається відносно «чистою» - її питома активність становить в середньому 328 Бк/кг, що складає 46% від тимчасово допустимого нормативу для лісу круглого будівельного (740 Бк/кг). В той же час, величина питомої активності ^{137}Cs в деревині сосни із вологих борів та суборів складає відповідно 4178 і 3738 Бк/кг, що в 5-5,6 рази більше згаданого вище нормативу.

Виходячи з отриманих даних, можна стверджувати, що найменша радіоактивна забрудненість деревної продукції спостерігається в найбільш продуктивних умовах місцезростання сосни звичайної. Все це створює передумови економічної доцільності першочергового відновлення господарської діяльності у відповідних деревостанах зони безумовного відселення. Проведення лісогосподарських заходів дасть змогу покращити санітарний стан насаджень та суттєво підвищити їх загальну продуктивність.

Література

1. Ремезов Н.П., Погребняк П.С. Лесное почвоведение. - М.: Лесная пром-сть, 1965. - 324 с.
2. Погребняк П.С. Основы лесной типологии. - К.: Изд-во Академии наук УССР, 1955. - 456 с.
3. Shcheglov A.I., O.V.Tsvetnova O.B. Space heterogeneity of distribution and migration of Chernobyl fallout radionuclides in the pine forest // Seminar on the Dynamic Behaviour of Radionuclides in Forest. - Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992: Book of Abstracts.- Swedish Radiation Protection Institute. - Stockholm, 1992.- P. 10.
4. Демьяненко С.А., Калетник Н.Н., Михайличенко А.И., Галив М.А., Демьяненко Л.В., Шурига А.И. Радиоактивное загрязнение древесных пород и продукции побочного пользования лесом в Новгород-

Северском Полесье // Лес, наука, молодежь: Материалы международной научной конференции (Гомель, 5-7 окт. 1999г.) В 2-х.т.- Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 1999.- Т. 2.- С. 23-26.

5. Horrill A. D., Kennedy V.H., Harwood T.R. The concentrations of Chernobyl derived radionuclides in species haracteristic of natural and seminatural ecosystems // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. - London and New York, Elsevier Applied Science, 1990. - P. 27-39.
6. Зибцев С.В., Худолей В.Н., Давыдов Н.Н., Кучма Н.Д. Типологические особенности распределения радионуклидов в лесных экосистемах зоны отчуждения // Чернобыль96 "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Тез. докл. пятой Междунар.науч.-техн. конф. - Зеленый мыс, 1996. - С. 268.
7. Ирклиенко С.П., Краснов В.П., Орлов А.А., Приступа Г.К. Распределение радиоцезия в почве и сосне обыкновенной в зависимости от типа условий местопроизрастания // Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской экологической исследовательской сети 19-20 апреля 1995 г. - Минск, 1995. - С. 60.
8. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України.-Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
9. Зібцев С.В., Зібцева О.В. Особливості розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в лісових грунтах головних типів лісорослинних умов зони відчуження ЧАЕС та їх переходу у лісоутворюючі види // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України / Наук. праці Поліської ЛНДС. - Житомир: Волинь, 1999. - Вип. 5.- С. 39-50.
10. Nimis P.L., Giovani C., Padovani R. Distribution of radiocesium and of K-40 in a natural beech forest (N. Italy Carnic Alps) // Seminar on the Dinamic Behavior of Radionuclides in Forest. Stockholm, Sweden. May 18-22, 1992: Book of Abstracts.- Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm, 1992.- P. 28.
11. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Панфилов А.В. Пространственная неоднородность накопления радионуклидов и взаимосвязь между их содержанием в компонентах лесного фитоценоза // Лесное х-во.- 1998.- № 5.- С. 34-36.
12. Мартинович Б.С., Якушев Б.И., Сак М.М., Голушко Р.М. Поступление радионукдидов в древесные растения в зависимости от гетерогенности фитосреды // Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: Тез. докл. Междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской экологической исследовательской сети 19-20 апреля 1995 г. - Минск, 1995. - С. 87.
13. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1997. - Т. 36, вып. 4. - С. 664-672.
14. Сорокина Л.Ю., Давыдчук В.С., Давыдчук С.В. Оценка радиационного загрязнения лесов на основе эдафического и ландшафтного подхода с применением элементов гистехнологий // Чернобыль-96 "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Тез. докл. пятой Междунар. науч.-техн. конф. - Зеленый мыс, 1996.- С. 269.

Ирклиенко С.П., Дмитренко А.Г.

Мобильность ^{137}Cs в системе "почва – сосна обыкновенная" в зависимости от трофности почвы.

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г. Житомир

Статья посвящена анализу величины КП ^{137}Cs из почвы в основные ткани и органы сосны в трех эдатопах (A_3, B_3, C_3) лесов Житомирского Полесья. Выявлено увеличение удельной активности ^{137}Cs в тканях сосны при увеличении высоты отбора образцов по стволу (в 1,4 – 2,6 раза). Дана количественная оценка величины КП ^{137}Cs из почвы в древесину сосны в разных экологических условиях, на основе чего рассчитаны гранично-допустимые значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs для заготовки древесины.

Irklienko S.P., Dmitrenko A.G.

^{137}Cs mobility in the system "soil – Scotch pine" in dependence of soil riches

Polis'skiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

The article is dedicated to analysis of value of ^{137}Cs TF from the soil to the main tissues and organs of pine in three edatops (A_3, B_3, C_3) of forests of Zhitomir Polessye. An increase of ^{137}Cs specific activity in pine tissues was found when increase high of sampling on tree trunk (in 1.4-2.6 times). Quantitative evaluation of ^{137}Cs TF value from the soil into pine wood was made, on the basis of it permissible levels of ^{137}Cs ground contamination for wood harvesting were calculated.

Булавик И.М.,
доктор сельскохозяйственных наук
Переволоцкий А.Н.,
кандидат сельскохозяйственных наук
Институт леса НАН Беларуси, г.Гомель

Динамика радионуклидного состава и мощности экспозиционной дозы в лесных экосистемах Беларуси

Уровень ионизирующего облучения при радиоактивном загрязнении наземных биогеоценозов определяется поверхностной активностью γ-излучающих радионуклидов в почве. Важным фактором при этом является изотопный состав радиоактивного загрязнения – наличие в его составе короткоживущих радионуклидов, что определяет достаточно быстрое снижение мощности экспозиционной дозы. К сожалению, широкомасштабное и достоверное определение парциального вклада радионуклидов в составе радиоактивного загрязнения территорий после аварии на ЧАЭС было начато по истечении довольно продолжительного времени, что не позволило зафиксировать уровни загрязнения многими из короткоживущих радиоизотопов. Соответственно и реконструировать дозы внешнего излучения в таких случаях представлялось затруднительным.

В данной работе предпринята попытка оценки изотопного состава и исследования динамики мощностей экспозиционных доз в лесах ближней и дальней зон радиоактивных выпадений.

Объекты и методика исследований

Исследования парциального вклада различных радионуклидов в суммарную поверхностную γ-активность почвы и динамики мощности экспозиционной дозы проводились в лесах ближней (в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике) и дальней (в Ветковском спецлесхозе) зонах аварийных выпадений.

Объектами изучения служили 20-30 - летние сосновые и смешанные насаждения естественного и искусственного происхождения, произрастающие на почвах с автоморфным и полугидроморфным режимами увлажнения. В каждом из них подбирались пробные площади (в дальнейшем ПП) размером 50×50 м с равнинным рельефом. МЭД в пределах ПП не отличалась более чем на 20%. Отбор образцов почвы для определения плотности загрязнения проводился в мае-июне в 5-ти точках на ПП по методу конверта пробоотборником диаметром 4 см на глубину 15 см. МЭД измерялась на 5-ти постоянных реперных точках дозиметром ДРГ-01Т на высоте 1 м и на поверхности почвы в 5 - кратной повторности для каждой точки.

Спектрометрический анализ γ-излучателей на пробных площадях был проведен в июне 1989 года с помощью спектрометра Ortek. Установлено, что они были загрязнены смесью радионуклидов - ^{144}Ce, $^{137+134}$Cs и ^{106} Ru. Были обнаружены также ^{125}Sb, ^{60}Co и ^{110}Ag. Величина загрязненности этими радионуклидами в предыдущие и последующие годы была определена расчетным путем (табл. 1).

Результаты исследований и их обсуждение

Анализируя полученные результаты, можно сделать вывод об уменьшении суммарной поверхностной γ-активности лесных почв по мере удаления от Чернобыльской АЭС: максимальный уровень плотности радиоактивного загрязнения соответствовал наиболее близким к источнику выброса ПП 1-4 – 1000-2000 Ки/км^2 по смеси радионуклидов $^{137+134}$Cs, ^{106}Ru, ^{144}Ce. При удалении от ЧАЭС уровень суммарной загрязненности уменьшался, хотя и в дальней зоне радиоактивных выпадений на удалении 200-250 км в северных районах Гомельской и южных районах Могилевской областей имеются участки с поверхностной активностью ^{137}Cs до 140 Ки/км^2 [1, 2]. Однако, они являются, скорее всего, исключением из правил, так как механизмы их образования до конца не выяснены. Предполагается, что их возникновение обусловлено спецификой выпадений на момент наибольшей концентрации радионуклидов в атмосфере. Следует отметить также, что приведенные нами данные не являются исчерпывающими, так как в них отсутствуют уровни загрязнения короткоживущими радионуклидами I, Zr, Xe, Kr, Te, Mo, Ba, La и многими другими, распавшимися к 1989 г. По имеющимся же литературным данным [3, 4], доля $^{137+134}$Cs, ^{106}Ru, ^{144}Ce составляла в пределах 10-км зоны от ЧАЭС в мае 1986 г. всего 19-30% от общей γ-активности почвы.

Прослеживается четкая зависимость в изменении парциального вклада Cs, Ce и Ru в суммарную γ-активности почвы по мере удаления от Чернобыльской АЭС (см. табл. 1 и рис. 1). Так, на ближайших к источнику выброса ПП основную долю в радиоактивном загрязнении почвы в 1986 г. определял ^{144}Ce. Его вклад достигал 65-70% или до 1470 Ки/км^2 в абсолютных цифрах поверхностной активности. По мере удаления от ЧАЭС, даже в пределах 30-км зоны, поверхностная активность данного радионуклида в лесных почвах уменьшается в 10 – 15 раз (см. табл. 1), что свидетельствует о быстром осаждении

Таблица 1

Парциальный вклад в поверхностную активность почвы γ-излучающих радионуклидов (% от общей поверхностной активности почвы)

Изотоп	Годы исследований								
	1986	1987	1988	1990	1992	1994	1996	1998	2000
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ПП 1, н.п. Масаны, сосновые культуры 12 лет, 11 км к северу от ЧАЭС									
^{137}Cs	6,93	14,13	26,17	59,18	82,24	91,77	95,58	97,37	98,32
^{134}Cs	3,04	4,52	6,10	7,32	5,40	3,20	1,77	0,95	0,51
^{144}Ce	71,55	61,31	47,67	19,02	4,66	0,92	0,17	0,03	0,01
^{106}Ru	17,41	18,25	17,36	10,36	3,80	1,12	0,30	0,08	0,02
^{125}Sb	0,87	1,42	2,09	3,01	2,65	1,88	1,24	0,80	0,51
^{60}Co	0,20	0,36	0,61	1,10	1,24	1,11	0,94	0,76	0,63
Σ, Ки/км^2	2061,60	987,33	521,08	219,99	151,16	129,35	118,59	111,15	105,11
ПП 2, н.п. Масаны, смешанное лиственное насаждение, 30 лет, 11 км к северу от ЧАЭС									
^{137}Cs	7,28	14,88	27,50	61,25	83,81	92,77	96,25	97,86	98,69
^{134}Cs	3,32	4,95	6,66	7,88	5,72	3,36	1,86	1,00	0,54
^{144}Ce	73,85	63,38	49,18	19,32	4,66	0,91	0,17	0,03	0,01
^{106}Ru	14,76	15,49	14,70	8,64	3,12	0,91	0,25	0,06	0,02
^{125}Sb	0,66	1,07	1,57	2,22	1,93	1,36	0,90	0,58	0,37
^{60}Co	0,13	0,23	0,38	0,69	0,76	0,68	0,57	0,46	0,38
Σ, Ки/км^2	1982,30	947,96	501,35	214,94	150,00	129,38	119,08	111,83	105,89
ПП 3, н.п. Чамков, сосняк 12 лет, 13 км северо-восточнее от ЧАЭС									
^{137}Cs	10,28	19,95	34,46	67,22	86,40	93,99	97,04	98,44	99,15
^{134}Cs	4,87	6,89	8,67	8,98	6,13	3,53	1,93	1,05	0,56
^{144}Ce	65,01	52,99	38,44	13,23	3,00	0,57	0,11	0,01	0,00
^{106}Ru	19,13	19,07	16,92	8,71	2,96	0,85	0,23	0,06	0,01
^{125}Sb	0,71	1,10	1,51	1,87	1,52	1,05	0,69	0,44	0,28
Σ, Ки/км^2	1002,10	504,52	285,41	139,71	103,79	91,09	84,24	79,30	75,18
ПП 4, н.п. Чамков, сосняк 7 лет, 13 км северо-восточнее от ЧАЭС									
^{137}Cs	11,03	21,29	36,50	69,87	88,44	95,34	97,89	98,97	99,47
^{134}Cs	4,76	6,70	8,36	8,50	5,72	3,27	1,78	0,96	0,52
^{144}Ce	63,57	51,54	37,11	12,53	2,80	0,53	0,10	0,01	0,00
^{106}Ru	20,64	20,47	18,03	9,11	3,04	0,86	0,24	0,06	0,01
Σ, Ки/км^2	941,20	476,40	271,54	135,46	102,18	90,51	84,17	79,49	75,52
ПП 5, н.п. Крюки, культуры сосны 26 лет, 15-20 км северо-восточнее ЧАЭС									
^{137}Cs	31,69	47,29	61,98	81,66	90,86	95,19	97,38	98,54	99,18
^{134}Cs	15,22	16,55	15,80	11,05	6,53	3,63	1,97	1,06	0,57
^{144}Ce	37,51	23,50	12,94	3,01	0,59	0,11	0,02	0,00	0,00
^{106}Ru	13,88	10,64	7,16	2,49	0,73	0,20	0,05	0,01	0,00
^{125}Sb	1,64	1,95	2,03	1,70	1,20	0,80	0,52	0,33	0,21
^{60}Co	0,06	0,08	0,09	0,09	0,09	0,07	0,06	0,05	0,04
Σ, Ки/км^2	1239,00	811,48	605,02	438,47	376,25	342,94	320,09	302,04	286,54
ПП 6, н.п. Крюки, смешанное лиственное насаждение, 30 лет, 15-20 км северо-восточнее ЧАЭС									
^{137}Cs	31,37	47,02	61,87	81,83	91,09	95,37	97,52	98,64	99,25
^{134}Cs	14,83	16,19	15,53	10,90	6,44	3,58	1,94	1,04	0,56
^{144}Ce	37,37	23,52	13,00	3,03	0,60	0,11	0,02	0,00	0,00
^{106}Ru	14,99	11,54	7,80	2,72	0,80	0,22	0,06	0,02	0,00
^{125}Sb	1,44	1,72	1,81	1,52	1,07	0,71	0,46	0,30	0,19
Σ, Ки/км^2	1068,20	696,41	517,18	373,36	320,26	292,07	272,75	257,48	244,33
ПП 7, н.п.Погонное, сосновые культуры 26 лет, 25-30 км севернее от ЧАЭС									
^{137}Cs	22,20	36,45	52,28	76,99	89,12	94,48	97,05	98,39	99,10
^{134}Cs	10,65	12,74	13,32	10,41	6,40	3,60	1,96	1,05	0,57
^{144}Ce	44,27	30,54	18,39	4,78	0,97	0,19	0,03	0,00	0,00
^{106}Ru	20,37	17,19	12,66	4,92	1,50	0,43	0,12	0,04	0,00
^{110}Ag	0,74	0,78	0,71	0,42	0,20	0,08	0,03	0,02	0,00
^{125}Sb	1,76	2,31	2,64	2,47	1,81	1,22	0,80	0,51	0,32
Σ, Ки/км^2	323,00	192,20	130,95	84,91	70,04	63,08	58,64	55,23	52,36

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ПП 8, н.п. Погонное, смешанное лиственное насаждение, 30 лет, 25-30 км севернее ЧАЭС									
^{137}Cs	21,54	35,96	52,31	77,94	90,07	95,13	97,43	98,54	99,13
^{134}Cs	10,58	12,86	13,63	10,79	6,62	3,71	2,01	1,08	0,57
^{144}Ce	46,31	32,47	19,83	5,22	1,06	0,19	0,03	0,00	0,00
^{106}Ru	21,12	18,12	13,53	5,32	1,62	0,44	0,12	0,04	0,00
^{110}Ag	0,15	0,16	0,14	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00
^{154}Eu	0,09	0,14	0,19	0,26	0,26	0,25	0,22	0,20	0,19
^{125}Sb	0,12	0,16	0,18	0,18	0,13	0,08	0,05	0,04	0,02
^{60}Co	0,09	0,13	0,17	0,21	0,20	0,17	0,14	0,11	0,09
Σ, Ки/км^2	334,70	195,91	131,60	84,35	69,69	63,00	58,74	55,45	52,64
ПП 9, н.п. Гнездинка, сосновые культура 21 лет, 35 км северо-западнее ЧАЭС									
^{137}Cs	14,37	25,59	40,67	71,15	88,35	95,16	97,83	98,99	99,52
^{134}Cs	6,17	8,00	9,27	8,63	5,65	3,23	1,74	0,92	0,48
^{144}Ce	37,45	27,99	18,69	5,77	1,29	0,24	0,09	0,00	0,00
^{106}Ru	42,00	38,41	31,37	14,45	4,72	1,37	0,35	0,09	0,00
Σ, Ки/км^2	98,80	54,23	33,34	18,20	13,99	12,40	11,52	10,87	10,33
ПП 10 ,н.п. Гнездинка, смешанное лиственное насаждение, 35 км северо-западнее ЧАЭС									
^{137}Cs	13,96	25,00	39,97	70,43	87,87	94,83	97,61	98,87	99,41
^{134}Cs	6,63	8,65	10,09	9,45	6,25	3,61	1,95	1,03	0,59
^{144}Ce	40,26	30,30	20,33	6,34	1,38	0,25	0,09	0,00	0,00
^{106}Ru	39,16	36,05	29,61	13,79	4,50	1,31	0,35	0,09	0,00
Σ, Ки/км^2	99,60	54,32	33,20	17,99	13,77	12,18	11,30	10,65	10,12
ПП 11, Ветковское лесничество, сосняк 70 лет, 150 км северо-восточнее ЧАЭС									
^{137}Cs	56,67	68,48	77,22	87,96	93,54	96,51	98,14	98,98	99,46
^{134}Cs	25,56	22,49	18,50	11,16	6,32	3,49	1,86	1,02	0,54
^{144}Ce	17,78	9,02	4,28	0,88	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ, Ки/км^2	27,00	21,83	18,92	15,86	14,24	13,18	12,37	11,72	11,13
ПП 12, Новобелицкое лесничество, лиственное насаждение, 130 км северо-западнее ЧАЭС									
^{137}Cs	30,30	45,31	60,42	79,41	92,86	96,15	100,00	100,00	100,00
^{134}Cs	14,14	15,62	14,58	11,76	7,14	3,85	0,00	0,00	0,00
^{144}Ce	25,25	15,62	8,33	2,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
^{106}Ru	30,30	23,44	16,67	5,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ, Ки/км^2	0,99	0,64	0,48	0,34	0,28	0,26	0,24	0,23	0,22
ПП 13, Новобелицкое лесничество, сосновое насаждение, 130 км северо-западнее ЧАЭС									
^{137}Cs	29,41	44,44	60,00	79,31	95,65	95,45	100,00	100,00	100,00
^{134}Cs	11,76	12,96	12,50	10,34	4,35	4,55	0,00	0,00	0,00
^{144}Ce	23,53	14,81	7,50	3,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
^{106}Ru	35,29	27,78	20,00	6,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ, Ки/км^2	0,85	0,54	0,40	0,29	0,23	0,22	0,20	0,19	0,18

радиоцерия. Определяющую роль, в данном случае, сыграла высокая температура перехода ^{144}Ce в летучую фазу (t~1500 °C) [5]. Это, в свою очередь, вызвало включение изотопа в составе крупнодисперсных частиц с большим содержанием тугоплавких радионуклидов Sr, Pu, Zr, Mo и др., составивших так называемую топливную компоненту радиоактивных выпадений. Им была свойственна высокая скорость осаждения из атмосферы (~10 см/с) [6], что и привело к экспоненциальному уменьшению уровня радиоактивного загрязнения данной компонентой по мере удаления от станции.

Несколько иная картина характерна для цезия и рутения, температура испарения которых существенно ниже, чем у церия (t ~ 400-500 °C) [5]. Радионуклиды с подобными физико-химическими свойствами (прежде всего, с такой же или даже меньшей температурой возгонки) образовали мелкодисперсную конденсационную форму выпадений со скоростью осаждения из атмосферы <1 см/с.

Полученные нами данные свидетельствуют о тенденции к увеличению доли ^{106}Ru в суммарной загрязненность почвы по мере удаления от ЧАЭС с 15-20% на ближайших к станции ПП до 30-35% на наиболее удаленных (см. табл. 1).

Для $^{137+134}Cs$ прослеживается более резкое увеличение парциального вклада в суммарную γ-активности почвы при удалении от источника выброса с 9-10% до 70%. Очевидно, соотношение в выпадениях более тугоплавкого Ce и высоколетучего Cs приблизительно указывает на преобладание топливной или конденсационной компоненты выпадений в радиоактивной загрязненности того или

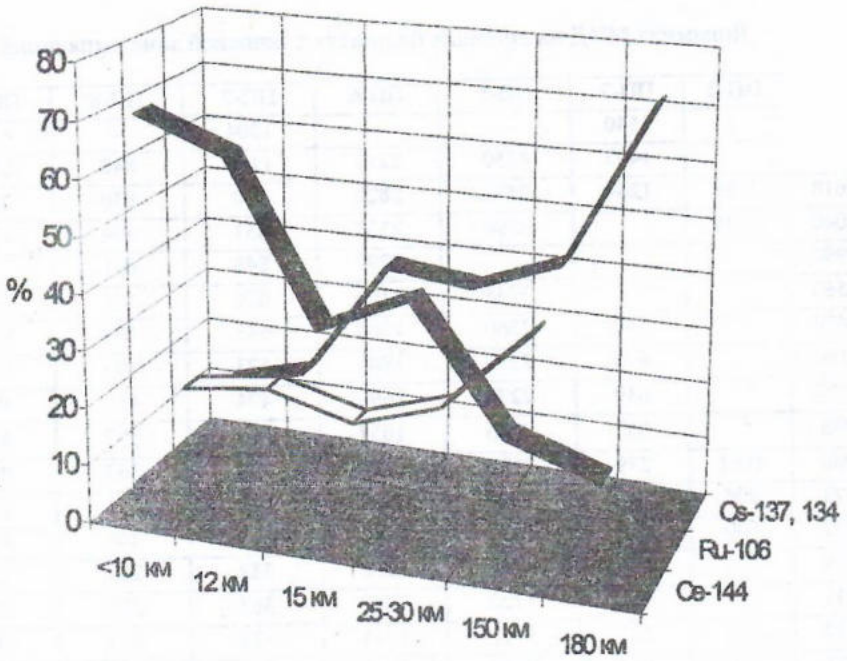


Рис. 1. Парциальный состав γ-излучающих радионуклидов на различном расстоянии от ЧАЭС

иного участка. Приведенные данные позволяют утверждать о преимущественном загрязнении топливной компонентой ближайших к ЧАЭС пробных площадей. Это же указывается и другими исследователями: по мере удаления от источника выброса доля Ce убывает с 50 до 0,1-1%, а Cs, наоборот, возрастает с 17 до 95% [2,6].

Сложившаяся после аварии радиоэкологическая ситуация не была статичной, а претерпевала достаточно интенсивные изменения, обусловленные радиоактивным распадом радионуклидов с «малым периодом жизни». При этом они были тем интенсивнее, чем в большей степени в спектре радиоактивного загрязнения данной площади был представлен более короткоживущий ^{144}Ce. Так, на объектах ПП-1 и 2, где доля радиоцерия составляла 65-73%, только за год суммарная поверхностная загрязненность уменьшилась в 2 раза. Для дальней зоны выпадений, где доля данного радионуклида не была такой большой, за этот же срок уменьшение поверхностной γ-активности почвы произошло только на 20%. В последующие годы, когда парциальный вклад ^{144}Ce, ^{106}Ru и ^{134}Cs за счет радиоактивного распада существенно уменьшился, изменения в радиоактивном загрязнении почвы уже не носили такого выраженного характера. С середины 90-х годов на 97-99% в γ-спектре преобладает ^{137}Cs независимо от зоны радиоактивного загрязнения.

Что касается мощности экспозиционной дозы, то ее максимальная величина была зафиксирована на наиболее загрязненных ПП-1-6 и составляла в 1988 г. 3,2-4,2 мР/ч на высоте 1 м (табл. 2). В дальней зоне аварийных выпадений зафиксированы существенно более низкие значения γ - фона - < 0,5 мР/ч (табл. 3). В дальнейшем, изменения γ-фона происходили согласовано с суммарной поверхностной γ-активностью почвы (коэффициент корреляции между этими величинами составляет 0,96-0,98). Характер этого изменения определяется парциальным вкладом в радиоактивное загрязнение конкретной пробной площади короткоживущих радиоизотопов: чем выше их доля, тем интенсивнее происходит уменьшение γ-фона. Это хорошо прослеживается при сопоставлении параметров радиоактивного загрязнения на ПП-1 и ПП-5. При равной величине МЭД на этих участках в начале цикла исследований, к 1999 г. произошло ее снижение соответственно в 4,4 и 2,8 раза, обусловленное преобладанием в загрязнении ПП-1 ^{144}Ce. При этом следует отметить, что поверхностная активность ^{137}Cs в почве на ПП-5 достаточно высока и достигает 375 Ки/км^2. В настоящее время уровень γ-фона в воздухе достигает для наиболее загрязненных объектов ближней зоны 1,3 мР/ч (ПП-5-6). В дальней зоне аварийных выпадений наиболее высокие значения МЭД в воздухе зафиксированы в 1997 г. в Чечерском спецлесхозе – 0,7 мР/ч [7], при очень высоком показателе варьирования.

Временная динамика МЭД была аппроксимирована аддитивной экспоненциальной моделью:

$$МЭД = A_1 x exp(A_2 x t) + A_3 x exp(A_4 x t),$$

где

t – временной шаг между измерениями, равный 0,5 года;

A_1, A_2, A_3, A_4 – параметры модели.

Таблица 2

Динамика МЭД на пробных площадях в ближней зоне выпадений

	ПП-1	ПП-2	ПП-3	ПП-5	ПП-6	ПП-7	ПП-8	ПП-9	ПП-10
V.1987	4075		1540	-	-	1304	-	424	277
V.1988	3280		1493	4250	3213	1135	846	231	184
X.1988	2618	2489	1244	3594	2820	930	830	224	170
V.1989	2040	2038		3590	2550	851	694	170	134
X.1989	1990				2290	848	601		
V.1990	1560			2748	2160	670	574	128	
X.1990	1470		768	2560	1960	643	499	130	104
V.1991	1180		698	2510	1800	573	493	112	89
V.1992	1050		639	2270	1690	474	416	91	83
X.1992	998		657	2036	1657	446	357	84	
V.1993	980	1001	579	2190	1630	492	367	89	81
V.1994	873	896	593	1910	1490	419	311	80	73
X.1994	832	800		1870	1448	411	303	80	66
V.1995	779	761	536	1780	1358	382	295	75	66
X.1995	741	684	532	1720	1367	363	298	71	63
V.1996	737	769	522	1712	1314	378	273	70	59
X.1996	726	761	512	1637	1236	371	269	66	55
V.1997	697	730	479	1544	1182	335	252	65	59
X.1997	632	731	467	1499	1206	330	249	64	59
X.1998	614	521	416	1318	1124	313	214	55	59
X.1999	591	671	410	1302	1125	299	238	55	53

Таблица 3

Динамика МЭД на пробных площадях дальней зоны аварийных выпадений

	ПП-14, смешанное лиственное насаждение, 40 лет	ПП-15, черноольшанник крапивный, 25 лет	ПП-16, культуры сосны , 40 лет	ПП-17, культуры сосны, 20 лет	ПП-18, культуры сосны, 25 лет	ПП-19, культуры, смешанное лиственное, 25 лет
X.1988	86	59	326	286	479	489
V.1989	75	50	286	251	431	439
V.1990	68	45	252	224	388	399
V.1991	60	41	222	200	344	365
V.1992	54	38	212	213	316	344
V.1993	49	33	182	190	392	333
V.1994	47	31	166	178	283	305
V.1995	44	27	159	149	233	280
X.1995	43	29	146	154	260	260
V.1996	53	27	145	147	232	253
X.1996	43	29	143	153	237	254
V.1997	42	26	133	138	209	226
X.1997	40	26	129	133	197	223
X.1998	40	23	125	130	195	235
X.1999	38	21	122	129	192	220
Поверхностная активность ^{137}Cs в почве, Ки/км^2		7,0	28,0	28,0	60,0	60,0

Первое слагаемое аддитивной модели отражает «быструю» компоненту в изменении МЭД, обусловленную распадом короткоживущих радионуклидов в первые годы после аварии. Второе – отражает медленные изменения величины, вызванной излучением более долгоживущих радионуклидов.

Пробные площади при расчете были сгруппированы в таблице 1 в зависимости от расстояния до ЧАЭС и парциального вклада γ-излучателей в суммарную плотность загрязнения, а МЭД была отнормирована на май 1988 г. и усреднена по группам объектов.

Проведенные расчеты (табл.4 и рис. 2) позволили сделать вывод, что «быстрая» компонента изменения МЭД обусловлена преобладанием в загрязненности ПП ^{144}Ce и его последующим быстрым распадом. Ее вклад уменьшался по мере снижения доли этого радионуклида от 52-54% на участках ПП-1,2 до 26,5% на остальных пробных площадях. Доля «медленной» компоненты в динамике МЭД определяется наличием в составе радиоактивного загрязнения долгоживущего ^{137}Cs: при его преобладании на ПП дальней зоны вклад медленных изменений γ-фона достигает более 70%.

Таблица 4

Параметры уравнения для различных групп ПП

Группа объектов	Параметры уравнения				Доли		Период полуснижения		R	R2
	A_1	A_2	A_3	A_4	быст-рой	медлен-ной	быстрой	медлен-ной		
I (ПП 1-3)	0,6633	-0,4459	0,5937	-0,0402	52,77	47,23	-0,78	-8,62	0,9984	99,68
II (ПП 5-6)	0,4042	-0,3628	0,7596	-0,0311	34,73	65,27	-0,96	-11,15	0,9968	99,35
III (ПП 7-10)	0,6531	-0,3624	0,5454	-0,0307	54,49	45,51	-0,96	-11,30	0,9969	99,39
IV (ПП 14-19)	0,3142	-0,7022	0,8707	-0,0350	26,52	73,48	-0,49	-9,91	0,9942	98,85

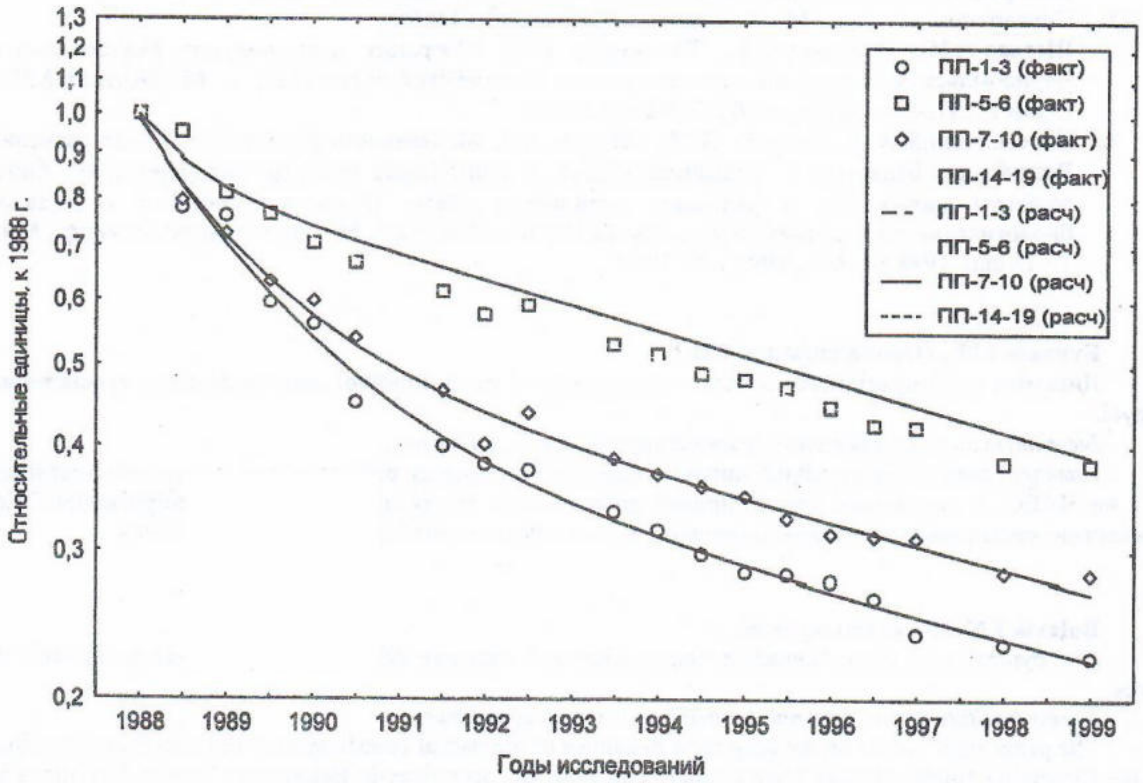


Рис. 2. Модель динамики МЭД на пробных площадях

Расчетный период полуснижения МЭД, обусловленный «медленными» изменениями этой величины, за последние годы сопоставим в обоих зонах и составляет 10-12 лет, что определено превалирующей ролью ^{137}Cs в радиоактивном загрязнении как ближней, так и дальней зон радиоактивного загрязнения (>80%, начиная с 90-х годов).

Анализ изменения МЭД в процентном отношении по годам показывает снижение интенсивности этого процесса. Так, если в 1988-1991 гг. γ-фон ежегодно снижался на 13-20%, то в 1992-1995 гг. – на 7,5-10%, а в 1996 – 1999 г. – всего на 5%. Данное обстоятельство определено тем, что >97% γ-спектра с середины 90-х годов определяется ^{137}Cs, ставшим основным дозообразующим радионуклидом чернобыльского происхождения и в «ближней» и в «дальней» зонах радиоактивных выпадений. Если

ежегодный темп снижения - 5% сохранится и в дальнейшем, то в целом период полуснижения МЭД в лесах составит 20 лет.

Таким образом, условно можно выделить три периода в формировании радиоэкологической обстановки в лесах. Наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения и МЭД характерны для первых лет после аварии (1986 – конец 80-х гг.), в этот же период и интенсивность снижения этих величин была также очень высока. Второй период (начало 90-х – середина 90-х гг.) характеризуется умеренным уменьшением МЭД - 7,5-10% ежегодно и >90% представительством в γ-фоне радионуклидов цезия. Начиная с середины 90-х годов, изменение радиационной обстановки определено исключительно ^{137}Cs, а среднее ежегодное снижение МЭД составило 5%.

Литература

1. Чарнобыль. Погляд праз дзесяцігодззе. Даведнік. Беларуская энцыклапедыя: Рэд. калегія: Я.М. Малашэвіч і інш., - Минск: Бел. эн., 1996. – 319 с.
2. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. и др. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (В связи с аварией на ЧАЭС). Под ред. акад. Парфенова В.И. - Мн.: Наука и техника, 1995. - 582 с.
3. Деревец В.В., Иванов Ю.П., Казаков С.В., Сухоручкин А.К. Радиационное состояние окружающей среды в зоне отчуждения ЧАЭС. //«Чернобыль – 94»/Сборник докладов IV Международной научно-технической конференции «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствии аварии на ЧАЭС» в 2 томах. – Т.1. – 1996. – С. 4-20.
4. Сельскохозяйственная радиоэкология. / Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
5. Справочник химика. - М., Л.: Химия., - Т.2., - 1964. - 1168 с.
6. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов Чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ. - М.: Вестник МГУ. Серия 17. Почвоведение. - 1992. - №2.- С. 27-34.
7. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Гайдуль А.З. Мозаичность радиоактивного загрязнения Республики Беларусь. // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биол. эффекты малых доз и радиоакт. загрязнение среды (Радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС». Тез. докл. Междунар. научной конф., Мн., 17-18 апр. 1998 г. – Мн., 1998. – С. 190.

Булавік І.М., Переволоцький А.Н.

Динаміка радіонуклідного складу та потужності експозиційної дози в лісових екосистемах Білорусі.

Інститут лісу Національної Академії наук Білорусі, м.Гомель.

Наведені дані по багаторічній динаміці парціального внеску радіонуклідів, що випали внаслідок аварії на ЧАЕС, і потужності експозиційної дози в лісах Республіки Білорусь. Вимірювання ПЕД змодельовані чисельними методами. Оцінені періоди напівзниження ПЕД в забруднених лісах.

Bulavik I.M., Perevolotsky A.N.

The dynamics of the radionuclide composition and exposure dose rate in the forest ecosystems in Belarus.

Forest Institute of the National Academy of Sciences of Belarus.

The paper reports data on the long-term dynamics of the partial contribution of radionuclides deposited after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident and exposure dose rates in Belarussian forests. Variations in the exposure dose rate were modeled with the use of numerical methods. Half time of reduction in the exposure dose rate in radioactively contaminated forests was evaluated.

А.А.Орлов,
кандидат биологических наук;
Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир
И.Н.Курченко,
Е.В.Соколова,
В.А.Захарченко,
кандидаты биологических наук;
Н.Н.Жданова,
доктор биологических наук
Институт микробиологии и вирусологии НАН Украины, г.Киев

Экологические особенности лесных сфагновых болот и возможная роль эндофитных грибов в поступлении K^+ и $^{137}Cs^+$ из сфагнум–субстратов в сосудистые растения

Введение

Сфагновые болота относятся к мезотрофному или олиготрофному типам минерального питания. Их отличительными чертами являются: бедность минерального питания, осуществляющегося в значительной степени за счет атмосферных выпадений, нахождение основных элементов минерального питания в труднодоступных для растений формах, формирование торфов низкой степени разложения (10-15%), растительные сообщества, бедные во флористическом отношении, наличие мощного мохового яруса, в котором доминируют сфагновые мхи. В Полесье Украины эти болота также достаточно широко распространены. Для них наиболее типичными являются сосново-кустарничково-сфагновые, пушицево-сфагновые и осоково-сфагновые ценозы (Брадіс, 1969). Исследователями подчеркивается то, что сфагновый покров является мощным ценозообразующим фактором, а также одним из основных продуцентов фитомассы на болотах данного типа (Елина, Кузнецов, 1977; Елина и др., 1984; Максимов, 1991), важным звеном в круговороте органического вещества и зольных элементов, этим обусловливая существенную специфику биогеохимии сфагновых болот. Следует отметить, что сфагновый ярус на рассматриваемых болотах имеет значительную толщину (30-80 см), при этом мощность слоя живых сфагнов колеблется от 5 до 15 см, мертвых частей сфагнов – 15-25 см, полуразложившихся остатков сосудистых растений и сфагнов (так называемого очеса) – от 20 до 60 см. Особо следует отметить, что у многих видов сосудистых растений сфагновых болот сосущие корни в естественных условиях очень редко достигают собственно торфа, а находятся преимущественно в верхних слоях сфагнового покрова, пропитанного водой (Orlov, Krasnov, 1998). К ним относятся облигатные микосимбиотрофные виды, часто составляющие основу травяно-кустарничкового яруса на сфагновых болотах и относящиеся к порядку верескоцветных (*Ericales*): клюква болотная (*Oxycoccus palustris Pers.*), клюква мелкоплодная (*Oxycoccus microcarpus Turcz. ex Rupr.*), голубика (*Vaccinium uliginosum L.*), брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), черника (*Vaccinium myrtillus L.*), вереск обыкновенный (*Calluna vulgaris L.*), подбел белолистный (*Andromeda polifolia L.*), багульник болотный (*Ledum palustre* L.). Торфа сфагновых болот очень специфичны, и, не смотря на многокомпонентность видового состава сосудистых растений, физические и агрохимические свойства торфовой залежи на лесных сфагновых болотах определяются преимущественно сфагнами (Максимов, 1991). Также следует отметить, что из всех компонентов растительности данных болот именно остатки сфагнов обладают наибольшей устойчивостью к разложению, которое по данным карельских исследователей (Елина и др., 1984) у сфагнов растягивается на 8-10 лет, в то время, как у абсолютного большинства травянистых и кустарничковых видов составляет 1-4 года. Таким образом, сфагны являются своеобразным депо углерода и азота на данных болотах.

Исследователями было показано, что большая часть биомассы сфагнов состоит из так называемых гиалиновых клеток, лишенных протоплазмы, играющих водоудерживающую роль и постоянно поддерживающих кислые условия в водных растворах на сфагновых болотах (Clymo, Hayward, 1982; Clymo, 1984). Клеточные оболочки сфагнов содержат высокомолекулярные полигалактуронаты, наличие которых обусловливает высокие ионообменные свойства сфагновых мхов по отношению к одновалентным катионам, таким, как K^+ и его аналог $^{137}Cs^+$ (Dainty and Richter, 1993). Скорости разложения сфагнового покрова и формированию соответствующих торфов посвящены специальные исследования (Максимов, 1991), однако видовой состав организмов, участвующих в разложении сфагнов, до настоящего времени изучен слабо.

В последние 10-15 лет в микологии наблюдается повышенный интерес к экологии и систематике эндофитных грибов, развивающихся в тканях самых разнообразных сосудистых растений. Этот интерес обусловлен тем, что среди эндофитных грибов выявлены виды, активно продуцирующие целый ряд антибиотиков и биологически активных веществ. Вместе с тем, недостаточно изучена биологическая

роль эндофитных грибов в жизнедеятельности высших растений, однако имеются фрагментарные данные об их роли, как поставщика ряда неорганических элементов питания растений, в особенности в олиготрофных экосистемах, а также в экосистемах, где основные элементы питания находятся в труднодоступных для сосудистых растений формах (Гуляев, 1984; Rosewarne et al., 1998).

Настоящее исследование предпринято с целью оценки распространения эндофитных грибов в сосудистых растениях - доминантах растительного покрова – в своеобразных олиготрофных экосистемах сфагновых болот. Исходя из того, что локализацией объектов нашего исследования является Украинское Полесье, подвергшееся радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской катастрофы, исследования такого рода актуальны с позиций систематики и экологии эндофитных грибов и их участия в биологических системах типа "сосудистый хозяин – гриб-симбионт", по которым могут мигрировать техногенные радионуклиды.

Объекты и методика исследований

Исследования проводились в 1987-2000 гг. на 4-х стационарах, заложенных в Центральном Полесье Украины, на крупных мезоолиготрофных болотных массивах "Зеленый Мох" и "Долгий Мох", занимающих изолированные непроточные котловины, а также на болотном массиве "Плотница", имеющем гидрологическую связь с Дедовым озером. Минеральное питание упомянутых болот осуществляется преимущественно за счет атмосферных осадков, а частично – грунтовых вод. Растительный покров стационаров однороден, достаточно близок и представлен типичным ценозом редколесных мезоолиготрофных болот – угнетенным сосняком пушицево-кустарничково-сфагновым. Разреженный древостой сомкнутостью 0,2-0,3 образует *Pinus sylvestris L.* Травяно-кустарничковый ярус с проективным покрытием 20-40% образуют бореальные виды: *Eriophorum vaginatum L.* (20-25%), *Vaccinium uliginosum L.* (3-5%), *Ledum palustre L.* (3-5%), *Oxycoccus palustris (L.) Pers.* (3-5%), *Andromeda polifolia L.* (1-3%). Моховой ярус густой, равномерный, с проективным покрытием 95-98%. Основу его образует *Sphagnum fallax (Klinggr.) Klinggr.* (80-85%), в мочажинах встречается *Sph. cuspidatum Ehrh.* (5-10%), наиболее высокие кочки формирует *Sph. magellanicum Brid.*, местами также доминирующий. На олиготрофных участках болота "Плотница" отдельные кочки сливаются в торфовые бугры, имеющие высоту 50-70 см и диаметр 2-3 м. Именно на таких буграх сосредоточено основное количество сосудистых растений в данном ценозе.

На каждом стационаре в трехкратной повторности с площади 50х50 см были отобраны образцы сфагна живого, из которых была выделена импрегнированная вода (1 л), сфагна мертвого и очеса, из которого была выделена грунтовая вода, а из мочажин со свободным водным зеркалом отобрана вода поверхностная. В местах отбора сфагнов отбирались основные виды травяно-кустарничкового яруса, а также с помощью бура Гиллера – ненарушенные керны торфа до глубины 50 см. Растительные и торфовые образцы измельчались и высушивались до абсолютно-сухого веса. В последних, а также профильтрованной воде с помощью спектроанализатора LP-4900B "AFORA" с GeLi-детектором ДГДК-100 измерялась удельная активность ^{137}Cs. После этого в тех же растительных образцах и воды пламенно-фотометрическим методом по стандартной методике (Годовская и др., 1972; Марков и др., 1982) определялась концентрация K_2O и CaO на фотометре Carl Zeiss (mod III). Для микробиологических исследований на каждом стационаре были отобраны образцы трав, а также кустарничков порядка *Ericales* и сфагнового покрова, который данные виды использовали в качестве субстрата. Образцы различных органов сосудистых растений и сфагнов стерилизовались в 70% этаноле и 50% хлорсодержащем растворе, затем промывались стерильной дистиллированной водой (McCutcheon et al., 1993). Растения просушивали на стерильной фильтровальной бумаге, резали на кусочки размером 0,5-1,0 см и раскладывали на чашки Петри с агаризованными средами: голодный агар, голодный агар с добавлением 2% среды Чапека, среда Чапека (обычная). Экспозиция составляла не менее 40 суток при температуре 26 ± 2^0C.

Результаты исследований и их обсуждение

Детальный анализ распределения удельной активности ^{137}Cs, калия и кальция в отдельных фракциях сфагнового покрова был проведен нами на типичном примере сентября 1998 г. (табл. 1).

Как следует из материалов приведенной выше таблицы, в течение вегетационного периода на всех пробных площадях удельная активность ^{137}Cs и содержание калия были максимальными в живых, верхушечных частях сфагнов. Во всех случаях резкое уменьшение удельной активности ^{137}Cs было характерным в таком ряду фракций: сфагнум живой – сфагнум мертвый – очес. Полученные нами данные указывают на то, что содержание ^{137}Cs в живых частях сфагнов в среднем было в 1,7 раза выше, чем в их мертвых частях и в 2,6 раза выше, чем в очесе (Орлов и др., 1999). Данные таблицы 1 также свидетельствуют о том, что распределение общего калия было аналогичным таковому ^{137}Cs. В частности, был сделан вывод о том, что в среднем в живых частях сфагнов калия содержалось в 1,4 раза больше, чем

в их мертвых частях и в 2,7 раза больше, чем в очесе. Полученные нами данные хорошо согласуются с выводами бриологов о том, что сфагновый покров способен усваивать путем прямой ассимиляции из сухих и мокрых аэральных выпадений большую часть минеральных веществ, выпадающих на болото (Malmer, 1992), в том числе – радионуклидов (Куликов, Боченина, 1976). По данным российских исследователей (Куликов, Боченина, 1976; Молчанова, Боченина, 1980), и результатов, полученных нами (Орлов та ін., 1999), на протяжении вегетационного периода сфагны являются своеобразным "насосом", выкачивающим из болотной воды практически весь калий и ^{137}Cs. Также для сфагновых болот характерным является латеральный водный транспорт минеральных веществ, растворенных в воде (Rydin, 1993), пропитывающей толщу сфагнового покрова, а также интенсивный капиллярный подъем воды вверх, к живым частям сфагнов (Лопатин, 1997). Кроме того, именно сфагновый покров обусловливает интенсивные потоки калия и радиоцезия на сфагновых болотах (восходящий в теплое время года и низходящий – в холодное) (Орлов, 1999; Орлов, Калиш, 1999).

Таблица 1

Содержание ^{137}Cs, калия и кальция во фракциях сфагнового покрова на мезоолиготрофных болотах

№ ППП	Вид образца	Удельная активность ^{137}Cs, Бк/кг	Содержание K_2O, г/кг АСВ	Содержание CaO, г/кг АСВ
12	Сфагн живой	26367±3989	3,4±0,58	2,1±0,41
	Сфагн мертвый	11453±2385	2,8±0,41	1,9±0,30
	Очес	10543±723	1,7±0,41	1,7±0,29
13	Сфагн живой	21833±3797	4,1±0,47	1,8±0,30
	Сфагн мертвый	11807±1373	2,5±0,10	2,2±0,05
	Очес	6637±667	1,3±0,04	2,1±0,07
15	Сфагн живой	16067±1126	3,7±0,47	2,6±0,44
	Сфагн мертвый	11667±233	3,0±0,47	3,1±0,42
	Очес	5587±867	1,4±0,56	1,3±0,27
16	Сфагн живой	20633±2531	4,8±0,59	1,6±0,32
	Сфагн мертвый	12733±1017	3,6±0,18	2,2±0,00
	Очес	5633±1318	2,0±0,41	1,7±0,23

Примечание: АСВ – абсолютно-сухой вес.

Представляет интерес анализ важнейших агрохимических свойств торфов, формирующихся преимущественно из сфагнов. Так, на типичном стационаре №15 верхний 0-5-см слой торфа имел следующие показатели: pH=3,8; S ммоль/100 г = 39; V%=45; P_2O_5 мг/100 г = 8; K_2O мг/100 г = 32,5; зольность на АСВ= 5%; CaO на АСВ = 0,54%. Торфа таких болот имеют очень низкий объемный вес, увеличивающийся с глубиной – с 0,06 г/см^3 в слое 0-5 см до 0,2 г/см^3 с слое 45-50 см; значительную порозность (90-98%), убывающую с глубиной, огромную полную влагоемкость, достигающую 1700% (Орлов, Калиш, 1999). Именно с низким объемным весом связано то, что выражение агрохимических свойств торфов на единицу их массы приводит к значительным завышениям оценок, в то время, как выражение через объемные единицы дает более правдоподобные результаты.

Вертикальное распределение удельной активности ^{137}Cs в торфах достаточно специфично и не может рассматриваться отдельно от очеса. Например, на стационаре №12 удельная активность радионуклида в верхнем 10-см слое очеса составила 7650 Бк/кг, в среднем – 13300 Бк/кг, в нижнем – 8460 Бк/кг, в 0-5 см собственно торфа – 1560 Бк/кг, в слое 5-15 см – 422 Бк/кг, в слое 15-20 см – 120 Бк/кг. При этом исследователи отмечают, что закрепление ^{137}Cs в торфах осуществляется в основном органическим веществом в результате ионообменной сорбции радиоизотопа, что приводит к его высокой ремобилизации. Таким образом, если у ряда видов сосудистых растений корни непосредственно и не достигают торфа, постоянный ионный обмен между торфами и болотными водами, между водами и сфагнами, а гипотетически – между сфагнами и сосудистыми растениями - обусловливает очень длительный период автореабилитации сфагновых болот при их загрязнении ^{137}Cs, а также высокие уровни накопления радионуклида сосудистыми растениями этих экотопов даже через 14 лет после аварии на ЧАЭС. Данное явление в значительной степени обусловлено эколого-биологическими свойствами сфагнов, для которых характерна фиксация радионуклида с одной стороны и интенсивный ионный обмен с водой – с другой (Молчанова, Боченина, 1980).

Для понимания процессов миграции минеральных веществ и радионуклидов в экосистемах сфагновых болот является важным распределение воды в компонентах этих экосистем. В частности, в

растительном покрове, преимущественно в сфагнах, содержится импрегнированная вода, в очесе – грунтовая вода, а в торфах – поровая (торфовая) вода (Кудельский, 1995). Концентрация ^{137}Cs в данных типах воды существенно отличается (Кудельский и др., 1995). Поэтому нами также был проведен сравнительный анализ концентрации ^{137}Cs, общего калия и кальция в отдельных типах воды сфагновых болот (табл. 2).

Таблица 2

Содержание ^{137}Cs, калия и кальция в различных типах воды на мезоолиготрофных болотах

№ ППП	Вид Образца	Удельная активность ^{137}Cs, Бк/л	Содержание K_2O в воде, мг/л	Содержание CaO в воде, г/л	Диапазон pH
12	Вода поверхностная	4±0,5	1,3±0,22	5,3±0,43	2,8-5,4
	Вода импрегнированная	14±3,2	3,1±0,34	4,6±0,00	4,0-4,2
	Вода грунтовая	6±0,8	1,7±0,29	4,2±0,44	3,5-4,1
13	Вода поверхностная	10±0,8	1,1±0.19	5,4±0,50	3,3-3,4
	Вода импрегнированная	14±1,1	3,2±0,34	5,5±0,63	3,4-4,2
	Вода грунтовая	10±1,2	1,2±0,22	3,9±0,70	3,2-3,4
15	Вода поверхностная	3±0,8	1,3±0,55	5,5±0,67	4,4-4,8
	Вода импрегнированная	14±0,6	3,7±0,63	5,8±0,48	5,0-5,2
	Вода грунтовая	4±0,7	1,2±0,13	5,4±0,29	4,6-4,8
16	Вода поверхностная	1±0,0	0,4±0,00	4,6±0,00	3,9-4,0
	Вода импрегнированная	7±0,9	3,5±1,12	5,7±0,47	4,5-5,2
	Вода грунтовая	3±0,6	1,4±0,47	5,4±0,50	4,2-4,5

В частности, выявлено, что концентрация ^{137}Cs в импрегнированной воде в среднем в 1900 раз меньше, чем у живых частей сфагнов, в которых она содержится, а концентрация ^{137}Cs в грунтовой воде в 1700 раз меньше, чем в очесе. Аналогичные результаты были нами получены и ранее (Орлов та ін., 1999). По данным всех стационаров концентрация ^{137}Cs была в 2 раза большей в импрегнированной воде по сравнению с грунтовой, а концентрация общего калия в них также соответствовала приведенной выше закономерности – в импрегнированной воде калия в среднем содержалось в 2,3 раза больше, чем в грунтовой. Наименьшие показатели наблюдались у воды поверхностной. Наивысшее содержание кальция было в большинстве случаев также характерно для импрегнированной воды. Различное содержание одно- и двухвалентных катионов в различных типах болотной воды обусловило варьирование значений pH, максимальные величины которого наблюдались у импрегнированной воды, минимальные в большинстве случаев – у поверхностной воды и промежуточные – у грунтовой воды. Следует отметить, что во всех случаях болотные воды характеризовались кислой и сильнокислой реакцией. Таким образом, следует констатировать, что во всех типах воды сфагновых болот концентрация как ионов K^+, так и $^{137}Cs^+$ очень низка и не может полностью обеспечивать минеральное питание сосудистых растений. Например, на стационаре №13 при концентрации ^{137}Cs в болотных водах 10-14 Бк/л удельная активность видов травяно-кустарничкового яруса составляла: *Oxycoccus palustris* – 11700 Бк/кг, *Ledum palustre* – 9800 Бк/кг, *Vaccinium uliginosum* – 8450 Бк/кг, *Andromeda polifolia* – 5600 Бк/кг. В то же время, содержание данного радионуклида в сфагнах соответствует математическому порядку анализируемых значений для сосудистых растений. Учитывая многолетнее радиоактивное загрязнение анализируемых местообитаний, имеются основания предполагать, что радиоактивность высших растений определяется как минимум двумя компонентами – тканями самого высшего растения и мицелием эндофитных грибов.

Из образцов высших растений были изолированы более 100 штаммов грибов, большинство из которых было представлено темнопигментированными меланинсодержащими видами. В ряду изолированных нами культур только у 20% из них обнаружены спороношения, что позволило их идентифицировать. Ниже нами приводится список видов эндофитных грибов, выделенных из сфагновых субстратов и сосудистых растений на начальном этапе исследований. Данный список рассматривается нами как предварительный и, несомненно, будет пополняться.

Большинство выделенных нами видов эндофитных грибов уже известно для целого ряда травянистых и древесных растений. В частности, в штате Нью-Мексико (США) из *Stipa robusta* были выделены виды рода *Acremonium* (Kaiser et al., 1996); в Пуэрто-Рико из видов рода *Manilcara* – виды родов *Fusarium* и *Trichoderma* (Lodge et al., 1996); в Британской Колумбии из *Tsuga heterophylla* – *Oidiodendron griseum* (Couture et al., 1983; Xiao and Berch, 1992); на юго-западе Англии из злаковых растений – виды рода *Acremonium* (White, 1993); в Испании в галофильных растительных сообществах с доминированием видов родов *Scirpus, Phragmites, Atriplex* и др. – *Alternaria alternata, Cladosporium herbarum, Phoma sp., Fusarium sp.* (Pelaez et al., 1998); в Калифорнии (США) из *Sequoya sempervirens* – черные дрожжеподобные грибы (Rollinger and Langenheim, 1998); из района Новой Одессы (США) из *Stylosanthes*

sp. – *Alternaria sp.* и *Drechslera sp.* (Pereira, Azavedo, 1993); из *Oxycoccus palustris* – виды рода *Phoma* (цит. по Шерстеникина, Шарковский, 1983), а также *Cladosporium sp.* (Черкасов и др., 1981); в Словении из хвои *Picea abies* – виды *Phoma sp.* (Jurc et al., 1998); из хвойных деревьев – виды *Oidiodendron sp.* (Lacourt et al., 1998); на Шпицбергене и в Швейцарских Альпах из *Dryas octopetala* – черные дрожжеподобные грибы, *Fusarium sp.*, *Acremonium sp.*, *Cladosporium herbarum*, *Alternaria alternata* (Fisher et al., 1995); в западной Вирджинии (США) из *Carpinus caroliniana* – *Alternaria alternata, Cladosporium cladosporioides, Fusarium sp., Mucor hiemalis, Phoma sp., Acremonium sp., Penicillium sp., Penicillium spinulosum, Mortieriella isabellina* (Bills and Polishook, 1991).

Список эндофитных видов грибов, выделенных из сфагновых субстратов и сосудистых растений мезоолиготрофных болот Центрального Полесья

Из различных фракций Sphagnum sp.

Zygomycota
Mucor racemosus Fres.
Mucor hiemalis Wehmer
Mortierella isabellina Oudem.

Митоспоровые грибы
Hyphomycetes
Acremonium strictum W.Gams
Alternaria alternata (Fr.) Keissl.
Arthrinium state of Apiospora montagnei Sacc.
Arthrinium phaeospermum (Cda) M.B. Ellis
Aspergillus fumigatus Fres.
Aspergillus terreus Thom
Aspergillus versicolor (Vuill.) Tiraboschi
Cladosporium cladosporioides (Fres.) de Vries
Cladosporium herbarum (Pers.) Zk: Gray
Doratomyces microsporus (Sacc.) Morton et G. Sm.
Drechslera sp.
Hormonema sp.
Oidiodendron griseum Robak
Paecilomyces variotii Bain.
Penicillium funiculosum Thom

Coelomycetes
Phoma exiqua Desm.
Phoma sp.

Ascomycota
Pseudallesheria sp.

Из Andromeda polifolia

Митоспоровые грибы
Hyphomycetes
Penicillium spp.
Verticicladiella ebietina (Peck) Hughes

Ascomycota
Arachniotus citrinus Massee et Salton

Из Oxycoccus palustris

Zygomycota
Mortierella isabellina Oudum.

Митоспоровые грибы
Hyphomycetes
Fusarium poae (Peck) Wollenn.
Hormonema sp.

Myrothecium sp.
Paecilomyces sp.
Penicillium duclauxii Delacroix
Penicillium frequentans Westling
Penicillium funiculosum Thom
Penicillium spinulosum Thom
Penicillium variabile Sopp.
Penicillium verrucosum Dierckx (var. Cyclopium (Westling) Samson, Stolk et Hadlok)
Trichoderma polysporum (Zk: Fr.) Ripai

Из опавшей хвои Pinus sylvestris

Митоспоровые грибы
Hyphomycetes
Penicillium funiculosum Thom

Ascomycota
Arachniotus citrinus Massee et Salton

Из Eriophorum vaginatum

Митоспоровые грибы
Hyphomycetes
Penicillium funiculosum Thom

Все приведенные в нашем списке виды, за исключением *Cladosporium sp.* и *Phoma sp.*, впервые описаны нами для бореальных кустарничков порядка *Ericales*. Особо следует подчеркнуть, что нами впервые эндофитные грибы были выделены из сфагновых мхов. Рост эндофитных грибов в культурах проиллюстрирован на рисунках 1 и 2.

Особое внимание нами было уделено корреляции видового состава эндофитных грибов *Oxycoccus palustris* и видов рода *Sphagnum*, которые являются субстратом для последней на болотах олиготрофного типа. Из образцов верхушек *Sphagnum fallax* были изолированы *Arthriniun phaeospermum* и *Mucor hiemalis*; из стеблей – *Oidiodendron tenuissimum, Pseudallesheria sp., Phoma exiqua* и *Mucor racemosus;* из листьев – *Cladosporium cladosporioides*.

Сравнение с видовым составом эндофитных грибов, выделенных из растений разных регионов мира, свидетельствуют о том, что микобиоты эндофитов сфагнума и клюквы достаточно резко различаются между собой (значение коэффициента видового подобия составляло только 25,8%). Сравнение эндофитных микобиот двух видов высших растений, из которых сфагнум рассматривается нами как субстрат для клюквы, показывает наличие у них 4 общих видов эндофитных грибов – *Oidiodendron sp., Phoma sp., Arthrynium sp.* и *Penicillium funiculosum*. Из них виды *Oidiodendron tenuissimum, O. griseum, Cladosporium sp.* и виды рода *Phoma* известны как постоянные микоризообразователи у видов порядка *Ericales*.

Таким образом, для экосистем сфагновых болот, где мощность сфагнового покрова (всех его фракций) достаточно велика, корни ряда видов сосудистых растений, в частности видов порядка *Ericales*, не достигают слоя собственно торфа, а в воде болот калий и радиоцезий содержатся в очень незначительных количествах, нами выдвинута гипотеза о возможной трофической связи упомянутых сосудистых растений со сфагнами. При этом вся толща сфагнового покрова рассматривается нами, как уникальный субстрат, из которого эрикоидные растения извлекают большую часть как калия, так и радиоцезия. Данная связь, по-видимому, осуществляется благодаря жизнедеятельности микоризных грибов, характерных для эрикоидных видов, а также эндофитных грибов. Обе эти группы микобиоты, вероятно, существуют в сфагновом покрове как в виде свободноживущего мицелия, так и пронизывают одновременно растения сфагнов и сосудистых растений. Следует особо отметить, что сфагны и эрикоидные виды в крайне жестких условиях сфагновых болот по типу жизненной стратегии являются олигопатиентами (Работнов, 1985), для которых характерным является экономное расходование и перераспределение элементов питания от отмирающих частей растений к развивающимся. Этот же тип жизненной стратегии свойственен и для эндофитных грибов (К-стратеги), что в целом позволяет также высказать гипотезу о взаимной приспособленности этих групп биоты в процессе филогенеза.

Работы в развиваемых нами направлениях продолжаются, но уже полученные к настоящему времени результаты являются первым экспериментальным подтверждением выдвинутой нами гипотезы.

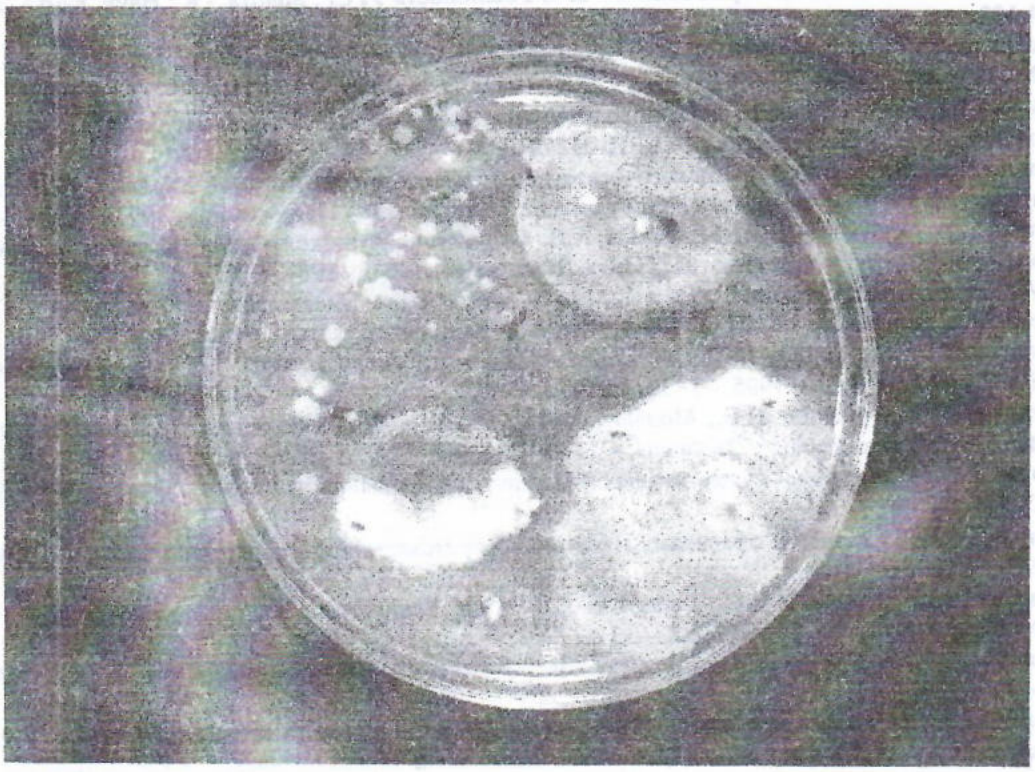


Рис.1. Эндофитные грибы, выделенные из опавшей хвои сосны (на агаре + 2% среды Чапека)

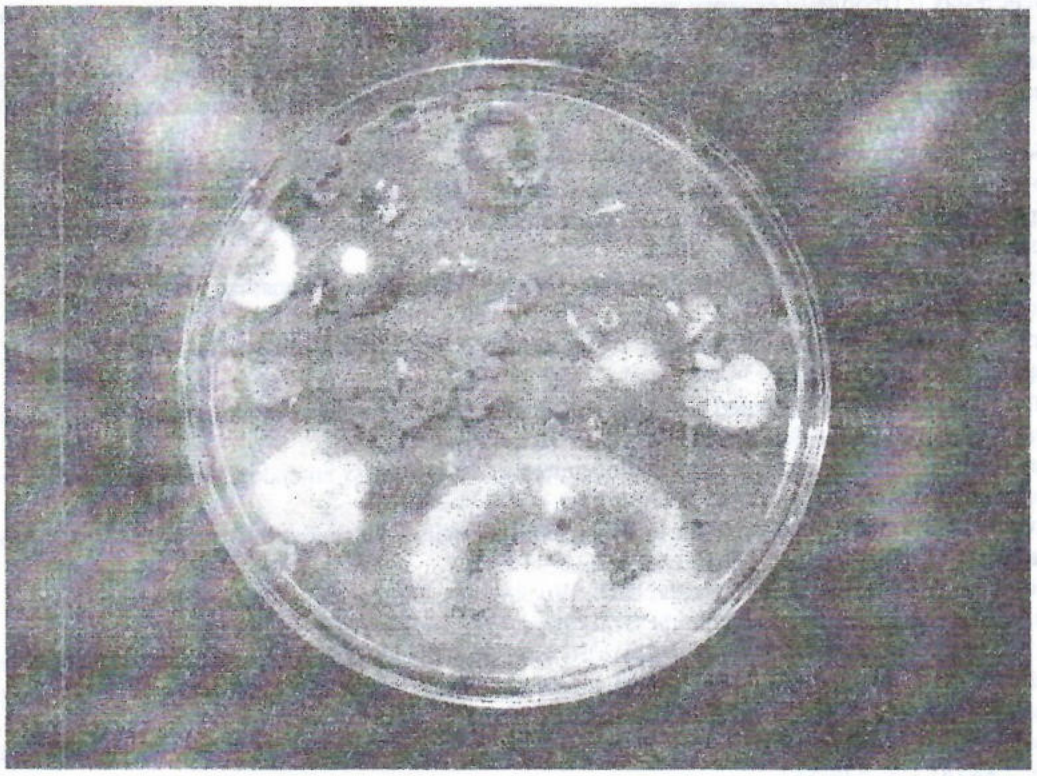


Рис.2. Эндофитные грибы, выделенные из Sphagnum sp. (на среде Чапека обычной)

Литература

1. Брадіс Є.М. Рослинний покрив боліт УРСР // Рослинність УРСР. Болота. - К.: Наук. думка, 1969. – С. 34-133.
2. Годовская К.И., Рябина Л.В., Новик Г.Ю., Гернер М.М. Технический анализ. Методическое пособие. - М.: Высшая школа, 1972. – 487 с.
3. Гуляев Б.И. Экологическая и физиологическая роль микоризы // Итоги науки и техники. – Серия Ботаника. – Т.5. Геоботаника – М.: ВИНИТИ, 1984. – С. 74-88.
4. Елина Г.А., Кузнецов О.Л. Биологическая продуктивность болот южной Карелии // Стационарное изучение болот и заболоченных лесов в связи с мелиорацией. - Петрозаводск, 1977. – С. 105-123.
5. Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И. Структурно-функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. - Л.: Наука, Ленинградское отд., 1984. – 127 с.
6. Кудельский А.В. Поведение ^{137}Cs в болотных экосистемах. Моделирование процессов // Тез. докл. междунар. раб. совещ. по Чернобыльской эколог. исследоват. сети. – Минск, 1995. – С. 78.
7. Кудельский А.В., Петряев Е.П., Овсянникова С.В. и др. Распределение ^{137}Cs в болотных экосистемах // Докл. АН Беларуси. – 1995. - Т. 39, №5. – С. 97-102.
8. Куликов Н.В., Боченина Н.В., Молчанова И.В. Особенности накопления стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами мхов // Экология. – 1976. - №6. – С. 82-85.
9. Лопатин В.Д. О наиболее существенных экологических особенностях болот // Экология. - 1997. - №6. – С. 419-422.
10. Максимов А.И. Экология сфагновых мхов-торфообразователей: Автореф. дис. ... к.б.н. - Ленинград, 1991. – 18 с.
11. Марнов Д.И., Шумилин И.С., Горшкова Г.И. и др. Руководство по анализам кормов / Под ред. А.М.Державина. – М.: Колос, 1982. – 73 с.
12. Молчанова И.В., Боченина Н.В. Мхи как накопители радионуклидов // Экология. – 1980. – №3. – С. 42-47.
13. Орлов О.О. Екологічні особливості сфагново-торфового покриву та сезонна динаміка вмісту ^{137}Cs у сфагнових мохах // Вісник Київського університету імені Тараса Шевченка. – Серія Біологія. – 1999. – Вип. 29. – С. 64-67.
14. Орлов А.А., Ирклиенко С.П. Основные закономерности миграции ^{137}Cs и распределения его валового запаса в экосистемах лесных сфагновых болот Полесья Украины // Науч. вестн. Национального аграрного университета. – 20. – Киев, 1999. – С. 60 – 68.
15. Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Турко В.М. Вміст ^{137}Cs в компонентах біогеоценозів мезооліготрофних боліт Українського Полісся та роль сфагнового покриву у перерозподілі потоків калію та ^{137}Cs в їх екосистемах // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі Україні / Наук. праці Поліської ЛНДС. – Вип. 6. – Житомир: Волинь, 1999. – С. 26-33.
16. Орлов А.А., Калиш А.Б. Сезонные потоки ^{137}Cs в сфагново-торфовом покрове мезоолиготрофных болот: основные причины и следствия /// Зб. наук. праць Інституту ядерних досліджень. – Київ, 1999. – С. 316-318.
17. Работнов Т.А. О типах стратегии растений // Экология. – 1985. - № 3. – С. 3-12.
18. Черкасов А.Ф., Буткус В.Ф., Горбунов А.Б. Клюква. – М.: Лесная промышленность, 1981. – 214 с.
19. Шерстеникина А.В., Шарковский Е.К. Физиологические особенности роста и развития клюквы. – Минск: Наука и техника, 1981. – 102 с.
20. Bills G.B. and Polishook J.D. Microfungi from Carpinus caroliniana // Canadian Journal of Botany. – 1991. – Vol. 69, №7. – P. 1477-1482.
21. Clymo R.S., Hayward P.M. The ecology of Sphagnum // Bryophyte Ecology / Ed. A.J.E.Smith. - London: Chapman and Hall, 1982. - P. 34-60.
22. Clymo R.S. Sphagnum-dominated peat bog: A naturally acid ecosystems // Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 1984. – Vol. 305. – P. 487-499.
23. Couture M., Fortin J.A. and Dalpe Y. Oidiodendron griseum Robak: an endophyte of ericoid mycorrhiza in Vaccinium spp. // New Phytol. – 1983. – Vol. 95. – P. 375-380.
24. Dainty J. and Richter C. Ion behavior in Sphagnum cell walls // Advances in Bryology. - Vol.5. Biology of Sphagnum. - Berlin-Stuttgart: J.Cramer, 1993. – P. 107-127.
25. Fisher P.J., Graf F., Petrini L.E., Sutton B.C., Wookey P.A. Fungal endophytes of Dryas octopetala from a high arctic polar semidesert and from the Swiss Alps // Mycologia. – 1995. – 87 (3). – P. 319-323.
26. Jurc M., Magan N., Jurc D. Study of endophytic fungi from the needles of Norway spruce (Picea abies) with special reference to species as indicators of atmospheric pollutants // The Sixth Intern. Mycol. Congr. IMC 6, Jerusalem, Israel, August 23–28, 1998: Abstracts. – P. 61.
27. Kaiser W.J., Bruehl G.W., Davitt C.M., Klein R.E. Acremonium isolates from Stipa robusta // Mycologia. – 1996. – 88 (4). – P. 539-547.
28. Lacaert I., Mariangela G., Luppi A.M. Appraisal of Oidiodendron species based on rDNA sequence analysis // The Sixth Intern. Mycol. Congr. IMC 6, Jerusalem, Israel, August 23 – 28, 1998: Abstracts. – P. 17.

29. Lodge D.J., Fisher P.J., Sutton B.C. Endophytic fungi of Manilcara bidentata leaves in Puerto Rico // Mycologia. – 1996. – 88 (5). – P. 733-738.
30. Malmer N. Processes of acquisition, transport and deposition of inorganic constituents in surface peat layers // Peatland ecosystems and man: An impact assessment. - Intern. Peat Society. - Jyvaskyla, 1992.
31. McCutcheon T.L., Carroll G.C. Genotypic diversity in populations of a fungal endophyte from Douglas fir // Mycologia. – 1993. – 85 (2). – P. 180 – 186.
32. Orlov A.A., Krasnov V.P. Biological peculiarities of the cranberry (Oxycoccus palustris Pers.) and ecological parameters of its environment: influence on accumulation of ^{137}Cs by phytomass // Journal of Radioecology. - 1998 (1). - №6. – P. 23-26.
33. Pelaez F., Collado J., Arenal F., Basilia A., Cabello A., Matas M.T.D. et al. Endophytic fungi from plants living on gypsum soils as a source of secondary metabolites with antimicrobial activity // Mycol. Res. – 1998. – 102 (6). – P. 755-761.
34. Pereira J.O., Azevedo J.L. Endophytic fungi of Stylosanthes: a first report // Mycologia. – 1993. – 85 (3). – P. 362-364.
35. Rollinger J.L. and Langenheim J.H. Geographic survey of fungal endophyte community composition in leaves coastal redwood // Mycologia. – 1998. – 85 (2). – P. 149-156.
36. Rosewarne G.M., Smith S.E., Smith F.A., Schachtman D.P. Transport between fungus and plant in mycorrhizal symbiosis: how does bi-directional nutrient transfer work // The Sixth Intern. Mycol. Congr. IMC 6, Jerusalem, Israel, August 23 – 28, 1998: Abstracts. – P. 4.
37. Rydin H. Mechanisms of interaction among Sphagnum species along water-level gradient // Advances in Bryology. - Vol.5. Biology of Sphagnum. - Berlin-Stuttgart: J.Cramer, 1993. – P. 153-185.
38. White J.F. Jr. Endophyte-host associations in grasses. XIX. A systematic study of some sympatic species of Epichloë in England // Mycologia. – 1993. – 85 (3). – P. 444-445.
39. Xiao G. and Berch S.M. Ericoid mycorrhizal fungi of Gaultheria shallon // Mycologia. – 1992. – 84 (3). – P. 470-471.

[1]О.О.Орлов, [2]І.М.Курченко, [2]О.В.Соколова, [2]В.О.Захарченко, [2]Н.М.Жданова.

Екологічні особливості лісових сфагнових боліт та можлива роль ендофітних грибів у надходженні K^+ та $^{137}Cs^+$ із сфагнум-субстратів у судинні рослини.

[1]Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир
[2]Інститут мікробіології та вірусології НАН України, м.Київ

Проаналізовані основні екологічні особливості біогеохімії K^+ та ^{137}Cs в екосистемах лісових сфагнових боліт Центрального Полісся України. Зроблений висновок про те, що сфагнові мохи відіграють у цих екосистемах провідну роль – у біомасі рослинного покриву, формуванні сезонних потоків K^+ та $^{137}Cs^+$, утриманні активності ^{137}Cs, високій ремобілізації радіонукліду та його доступності для кореневого живлення судинних рослин.

Наведені попередні дані про видовий склад ендофітних грибів, виділених із сфагнум-субстратів та судинних видів порядку Ericales: *Oxycoccus palustris*, *O. microcarpus*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre*.

Із вищих рослин ізольовані більше 100 штамів ендофітних грибів, однак тільки 20% з них спороносили та були ідентифіковані. Всього було визначено біля 20 видів ендофітних грибів.

Була висунута гіпотеза про можливу трофічну взаємодію ерикоїдних судинних рослин та сфагнових мохів (як субстратів) через мікоризні та ендофітні гриби.

[1]O.O.Orlov, [2]I.M.Kurchenko, [2]E.V.Sokolova, [2]V.E.Zaharchenko, [2]N.N.Zhdanova.

Ecological peculiarities of forest sphagnous bogs and possible role of endophytic fungi in uptake of K^+ and $^{137}Cs^+$ from sphagnous-substratum to vascular plants.

[1]Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir
[2]Institute of Microbiology and Virusology of NAS of Ukraine, Kiyv.

The main ecological peculiarities of K^+ and ^{137}Cs biogeochemistry in ecosystems of forest sphagnous bogs of Central Polessye of Ukraine were analyzed. It was made the conclusion that sphagnous mosses play the leading role in these ecosystems – in biomass of plant cover, in forming of of K^+ and $^{137}Cs^+$ seasonal fluxes, in retaining of ^{137}Cs activity, high remobilisation of radionuclide and its availability for root nutrition of vascular plants.

Preliminary data about species composition of endophytic fungi, isolated from sphagnum-substratum and vascular plants from ordo Ericales: *Oxycoccus palustris*, *O. microcarpus*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre* were reported.

More then 100 cultures of endophytic fungi were isolated, but only 20% from it had sporification and were defined. In total were defined about 20 species of endophytic fungi.

Hypothesis about possible trophic interaction of ericoid vascular plants and sphagnous mosses (as a substratum) by means of mycorrhizal and endophytic fungi was advanced.

Орлов О.О.,
кандидат біологічних наук
Курбет Т.В.,
інженер
Короткова О.З.,
науковий співробітник
Каліш О.Б.,Прищепа О.Л.,
провідні інженери
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир
Краснов В.П.,
доктор сільськогосподарських наук
УкрНДІЛГА, м.Харків

Акумуляція ^{137}Cs дикорослими грибами та ягодами в лісах Полісся України

Вступ

Значне поширення різних видів дикорослих ягідників та їстівних грибів в лісах бореальних районів, їх висока врожайність та традиційне використання місцевим населенням зумовлює надходження значних активностей радіонуклідів по харчових ланцюжках із лісів до людини [1, 2, 3]. За даними українських радіоекологів [4], внесок грибів в дозу внутрішнього опромінення сільського населення Полісся України коливався у 1997 р. від 1,6 до 12,5%, а за даними інших дослідників [5], споживання грибів обумовлювало у місцевого населення даного регіону від 31 до 56% добового надходження ^{137}Cs з раціоном. Подібні дані для згаданого району наводяться також в інших публікаціях [6, 7] – внесок грибів в дозу внутрішнього опромінення населення становив 46-60%. За даними білоруських дослідників [8], внесок лісового компонента у формування дози внутрішнього опромінення населення коливався від 30 до 60%, при цьому остання в значній мірі залежала від складу традиційного раціону населення, урожайності грибів протягом конкретного вегетаційного періоду та рівня їх радіоактивного забруднення. Українськими дослідниками [9] було показано, що використання в їжу різних кількостей харчових продуктів лісу окремими групами населення обумовлює значну широту розподілу радіаційних навантажень серед сільського населення Полісся України. Так, за даними [9], в с.Базар (Народицький район Житомирської області) мінімальний та максимальний внесок дикорослих грибів та ягід у дозу внутрішнього опромінення відповідно дорівнював 2 та 46% при середньому значенні 24%. За даними російських дослідників [10], у критичних груп сільського населення багатолісних районів Брянської області внесок харчових продуктів лісу в дозу внутрішнього опромінення збільшився з 20% у 1987 р. до 80% у період 1994-1997 рр. При цьому абсолютною більшістю дослідників підкреслюється, що відмова від вживання грибів та ягід із лісів, забруднених радіонуклідами, є найбільш дієвим контрзаходом для зниження дози внутрішнього опромінення населення. Таким чином, в Українському Поліссі, як і в інших бореальних районах, вивчення закономірностей накопичення ^{137}Cs дикорослими їстівними грибами та ягодами є актуальним з радіоекологічного погляду.

Об'єкти та методика

Нами проведено комплексне вивчення накопичення радіонуклідів плодовими тілами їстівних грибів 20 видів і основним ягідним видом Полісся України – чорницею. Зразки дикорослих ягід із аналогічною кількістю зразків грунту відбиралися переважно у північних районах Житомирської області на 40 стаціонарах, у дев'яти найбільш поширених в регіоні типах лісорослинних умов при щільності забруднення грунту ^{137}Cs 37-555 кБк/м^2, а зразки грибів – маршрутним методом в діапазоні щільності забруднення грунту ^{137}Cs 15-740 кБк/м^2, в 12 типах умов місцезростання. Методичною особливістю даних досліджень було порівняння інтенсивності накопичення ^{137}Cs ягодами та грибами при щільностях, які не відрізнялися суттєво за результатами дисперсійного аналізу. Зроблено це було з огляду на отримані нами раніше результати [11], з метою виключення впливу "гарячих" частинок на інтенсивність накопичення радіонукліду у ланцюжку "грунт-ягоди" та "грунт-гриби", який має місце навіть за межами 30-км зони Чорнобильської АЕС, зокрема, в Лугинському районі Житомирської області (130 км на південний захід від ЧАЕС). Інтегральними показниками інтенсивності акумуляції радіонуклідів у біоті слугували коефіцієнт накопичення (КН) та коефіцієнт переходу (КП, м^{2}кг$^{-1}$10^{-3}).

Грунтові зразки відбиралися в місцях збору кожного зразка грибів та ягід циліндричним пробовідбірником діаметром 5 см, на глибину 10 см, методом конверту. Зразки грунту висушувалися до повітряно-сухого стану протягом 72 год. при t°=105°C та розмелювалися. Плодові тіла грибів та ягоди аналізувалися в свіжому та повітряно-сухому стані. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs у зразках проводилося на гамма-спектрометрі СЕГ-01 із напівпровідниковим детектором ДГДК-100В3. Похибка

вимірювання цього показника не перевищувала 10%. Всього було проаналізовано біля 2000 зразків біомаси та грунту. Математична обробка отриманих результатів проведена із застосуванням стандартних пакетів програм СУБД, «Statgrafics» та Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Оскільки в Українському Поліссі промислово заготовляються біля 20 видів їстівних грибів, актуальним є аналіз особливостей радіоактивного забруднення їх різних видів. В методичному плані ці дослідження проводилися в конкретних едатопах, які можна розглядати як окремі екологічні ніші, які характеризуються специфікою мобільності ^{137}Cs в трофічних ланцюжках. Отримані результати свідчать про значну видоспецифічність інтенсивності накопичення радіоцезію плодовими тілами грибів різних видів в межах кожного з едатопів. Наприклад, в едатопі сухих борів (A_1) порівняння середніх значень КП дозволило поділити досліджувані види грибів на групи за інтенсивністю накопичення радіоцезію (рис. 1).

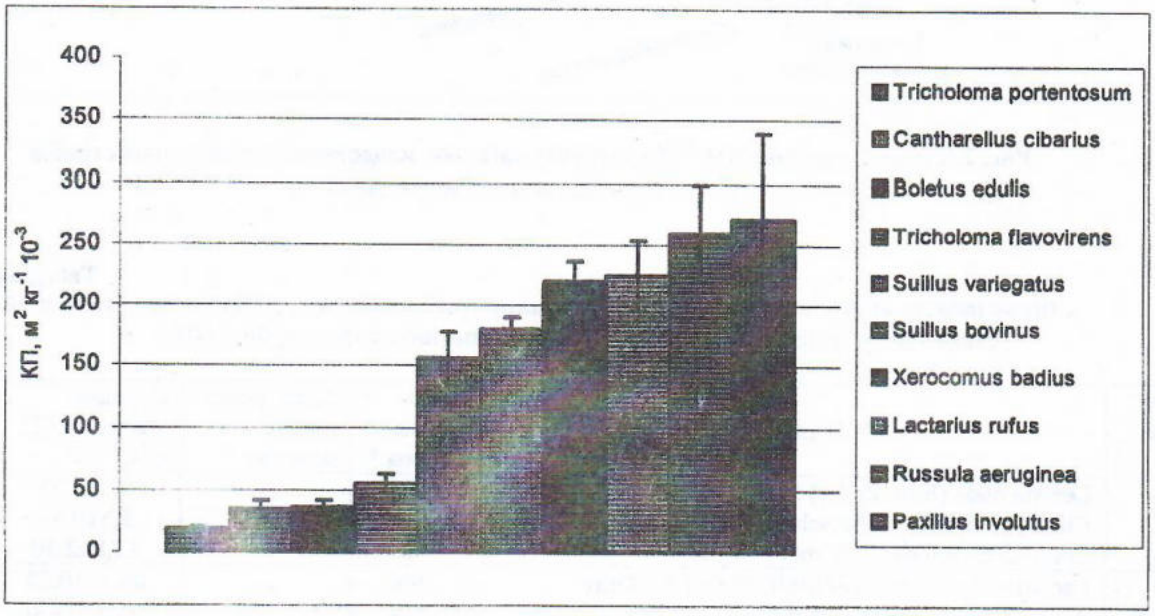


Рис. 1. Інтенсивність акумуляції ^{137}Cs плодовими тілами грибів в сухих борах (A_s=40-170 кБк·м$^{-2}$)

Виявлено, що Tricholoma portentosum (Fr.) Quel. відноситься до групи грибів слабкого накопичення радіонукліду (КП=18,3). До помірних накопичувачів віднесено Cantharellus cibarius, Boletus edulis та Tricholoma flavovirens (Pers. ex Fr.) Lund. (відповідні значення КП дорівнюють 34,7-54,9). Suillus variegatus, Suillus bovinus (L. ex Fr.) O.Kuntze та Xerocomus badius належать до групи сильних накопичувачів (КП=155,9-219,3), а Lactarius rufus (Scop. ex Fr.) Fr., Russula aeruginea Lindbl. in Fr. та Paxillus involutus є концентраторами радіоцезію (КП=224,7-271,1). В цілому, в едатопі A_1 міжвидова різниця середніх значень КП коливається від 18,3 до 271,1 і складає 14,8 рази. Практичний інтерес має те, що ранговані ряди видів за інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs в кожному едатопі в принципі є практично постійними, що дозволяє на якісному рівні оцінити можливе забруднення господарськоцінних видів, виходячи із визначеного вмісту радіонукліду у окремих грибах-біоіндикаторах радіоактивного забруднення лісів, які є постійними в певних едатопах, як, наприклад, Lactarius rufus.

Слід особливо підкреслити, що ранговані ряди видів грибів у різних типах умов місцезростання не співпадають (рис. 2) що, вірогідно, обумовлюється різною глибиною розміщення їх міцелію в різних екологічних умовах, запасами та фракційним складом лісової підстилки та ін.

Саме тому нами була зроблена спроба виявити основні внутрішні (видові) характеристики, які обумовлюють різну інтенсивність акумуляції радіонуклідів плодовими тілами грибів незалежно від зовнішніх (екологічних) умов. При цьому були поєднані підходи російських [12] та німецьких [13, 14] дослідників – для кожного виду визначався шар розміщення основної частки міцелію у лісовому грунті, а також трофічна група. Наприклад, в мішаних сосново-дубових лісах свіжих суборів (B_2) міцелій різних видів поширений від свіжої лісової підстилки (сучасного опаду) – у Lepista nuda – до глибини 50-70 см мінерального грунту – у Boletus edulis (табл.1).

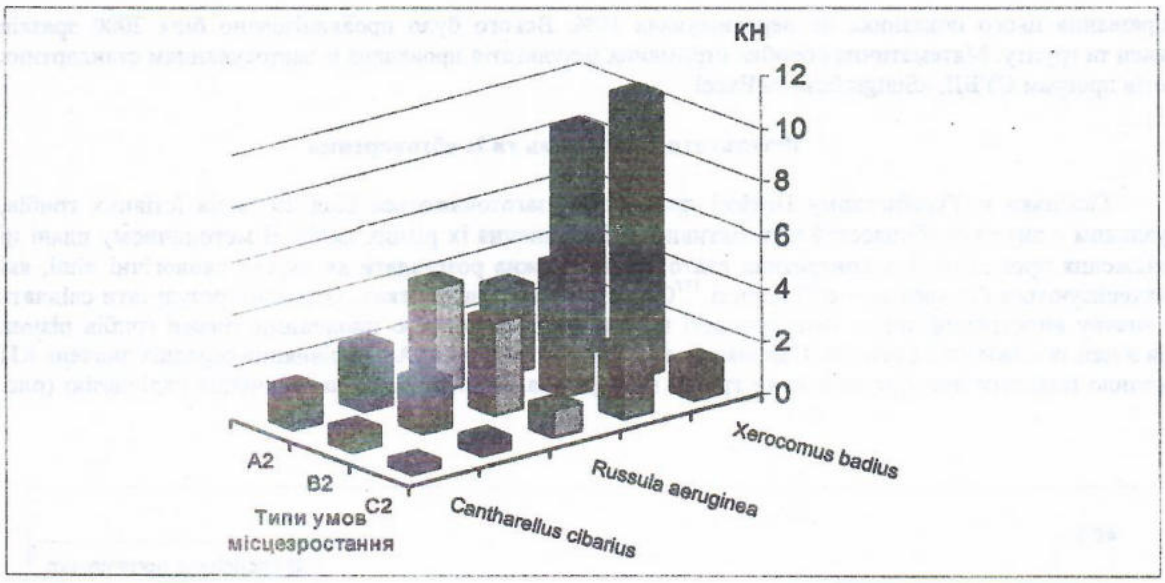


Рис. 2. Середні значення КН ^{137}Cs із грунту свіжими плодовими тілами їстівних грибів в різних типах умов місцезростання

Таблиця 1

Інтенсивність акумуляції ^{137}Cs із грунту їстівними грибами різних трофічних груп та груп за глибиною розміщення міцелію в грунті мішаних лісів свіжих суборів (B_2)

№ п/п	Вид гриба	Трофічна група *	Шар розміщення міцелію	Середнє значення КП $м^2кг^{-1}10^{-3}$
1	Lepista nuda (Bull. ex Fr.) Smith	ПС		5,2±0,65
2	Clitocybe nebularis (Batsch ex Fr.) Kumm.	ПС	O_l/O_f	5,5±0,44
3	Collybia butiracea (Bull. ex Fr.) Quel.	ПС		13,8±2,59
4	Lactarius torminosus (Schaeff. ex Fr.) S.F.Gray	МК		86,1±10,28
5	Suillus luteus (L. ex Fr.) S.F.Gray	МК		131,8±18,30
6	Clitocybe infundibuliformis (Schaeff. ex Weinm.) Quel.	ПС	$O_l/ O_f/O_h$	135,1±48,11
7	Suillus variegatus (Swartz ex Fr.) O.Kuntze	МК		154,4±23,25
8	Xerocomus badius (Fr.) Kuhn. ex Gilb.	МК		169,6±28,32
9	Paxillus involutus (Batsch ex Fr.) Fr.	ПС (МК)		184,3±36,94
10	Macrolepiota procera (Scop. ex Fr.) Sing.	ГС		5,8±2,32
11	Macrolepiota rhacodes (Vitt.) Sing.	ГС	O_f/ O_h;	6,3±1,80
12	Armillariella mellea (Vahl. ex Fr.) P.Karst.	КС; ГС (МК)	O_h	13,0±5,84
13	Hydnum repandum L. ex Fr.	ГС		123,5±28,20
14	Cantharellus cibarius Fr.	ГС		14,2±1,83
15	Boletus auranthiacus Bull. ex St-Am.	МК		15,8±2,24
16	Boletus edulis Bull. ex Fr.	МК	0,3-0,5 O_h/	23,5±4,44
17	Russula cyanoxantha (Schaeff. ex Schw.) Fr.	МК	0,5-0,7 A_h	47,5±8,51
18	Hydnum imbricatum L. ex Fr.	МК		51,1±10,32

Примітка * трофічні групи: ПС – підстилочні сапротрофи; ГС – гумусові сапротрофи; МК – мікоризоутворювачі; КС – ксилотрофи.

За результатами дисперсійного аналізу види грибів поділені в таблиці на однорідні групи за двома ознаками – шаром розміщення міцелію та середньою величиною КП. З таблиці 1 видно, що нині найменшою інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs із грунту у мішаних лісах свіжих суборів характеризуються види грибів, міцелій яких знаходиться у верхніх шарах лісової підстилки, вглиб по ферментативний її шар включно – Lepista nuda, Clitocybe nebularis, Collybia butiracea (КП=5,2–13,8). Максимальна інтенсивність переходу ^{137}Cs із грунту до плодових тіл грибів спостерігається у видів, міцелій яких

займає всю товщу лісової підстилки – Lactarius torminosus, Xerocomus badius, Paxillus involutus та ін. (КП=86,1–184,3). Проміжне положення займають групи видів, міцелій яких поширюється частково у шарі розкладеної (гумусованої) лісової підстилки, а частково – у верхньому мінеральному шарі грунту – Cantharellus cibarius, Russula cyanoxantha, Boletus edulis та ін. (КП=14,2–51,1). Дещо меншою інтенсивністю накопичення ^{137}Cs ніж попередня група характеризуються види, міцелій яких знаходиться переважно у шарах гумусованої лісової підстилки – Macrolepiota procera, Armillariella mellea, Hydnum repandum та ін. (КП=5,8–123,5). Крім того, було проведене порівняння інтенсивності акумуляції ^{137}Cs наведеними вище видами грибів в залежності від приналежності до трофічних груп. Підтверджено висновки, зроблені раніше багатьма радіоекологами [12, 15] про те, що в межах кожної з наведених вище груп середні величини КП у видів, що їх складають, суттєво відрізняються. Наприклад, даний показник у групі підстилкових сапротрофів варіює від 5,2 (Lepista nuda) до 135,1 (Clitocybe infundibuliformis) – у 26,0 разів; у гумусових сапротрофів – від 5,8 (Macrolepiota procera) до 123,5 (Hydnum repandum) – у 21,3 рази; у мікоризоутворювачів – від 15,8 (Boletus auranthiacus) до 169.6 (Xerocomus badius) – у 10,7 рази. Таким чином, виходячи із середнього значення КП у видів трофічних груп, останні за інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs утворюють такий рангований ряд: паразити-ксилотрофи < гумусові сапротрофи < підстилкові сапротрофи < мікоризоутворювачі. Отримані нами дані добре корелюють із опублікованими даними інших дослідників [16, 17]. Згадана закономірність зберігається і у видів широкої екології, які можуть належати до різних трофічних груп, як наприклад, Armillariella mellea. Дослідження, проведені у 1998 р. в соснових лісах в едатопі свіжих суборів в діапазоні As=555-740кБк·м$^{-2}$, виявили, що середні значення КП ^{137}Cs у свіжі плодові тіла цього виду дорівнювали: у симбіотрофної форми 6,6±0,53, у гумусової сапрофітної – 5,3±0,49; у ксилотрофної сапрофітної – 4,2±0,96; а у ксилотрофної паразитної – 3,6±0,34.

Важливим аспектом наших досліджень було виявлення впливу на інтенсивність накопичення ^{137}Cs із грунту плодовими тілами грибів основних параметрів лісових місцезростань – трофності та зволоженості грунту. Слід особливо підкреслити, що наявність лісотипологічних даних для кожного таксаційного виділу, щільності забруднення грунту ^{137}Cs по кожному таксаційному кварталу, а також отриманих нами даних щодо інтенсивності накопичення радіонукліду основними видами їстівних грибів в певних едатопах в принципі дозволяє прогнозувати вміст радіонуклідів у грибах на лісових площах. Основою таких розрахунків можуть слугувати величини КП ^{137}Cs у плодові тіла по всьому екологічному ареалу кожного з промислових видів грибів. Кількісна оцінка згаданого явища подається нами нижче на прикладі Cantharellus cibarius, – виду, який зустрічається в дев'яти різних типах умов місцезростання (рис.3). Зразки плодових тіл цього виду були відібрані в центральній частині його екологічного ареалу (табл. 2). Паралельно в тих самих едатопах також були зібрані плодові тіла Suillus variegatus – виду, екологічний ареал якого перевищує такий у більшості видів їстівних грибів і охоплює 11 типів умов місцезростання – від дуже бідних та сухих (A_1) до відносно бідних мокрих (B_5) та відносно багатих вологих (C_3) (рис.4). В таблиці 2 наведено величини накопичення ^{137}Cs плодовими тілами згаданого виду. Дані згаданої таблиці свідчать про те, що вміст ^{137}Cs у плодових тіла Suillus variegatus, відібраних в свіжих борах, перевищував такий в сухих у 2,5 рази, а в сирих суборах у порівнянні із свіжими – у 3,6 рази.

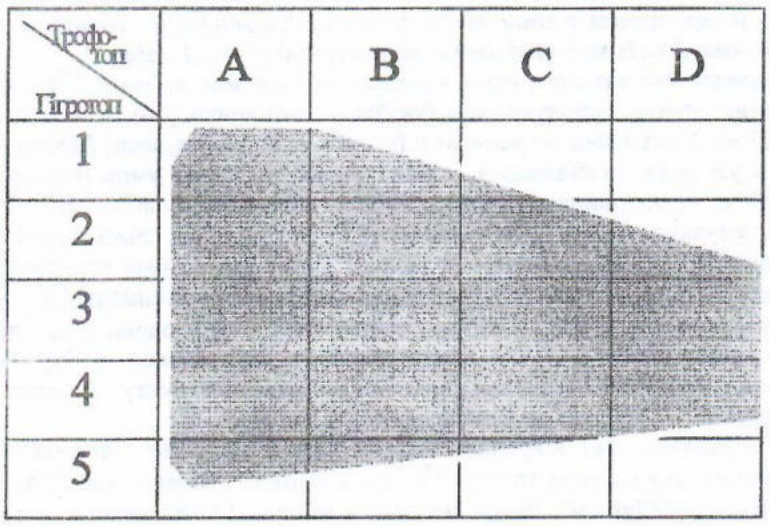


Рис. 3. Екологічний ареал Cantharellus cibarius

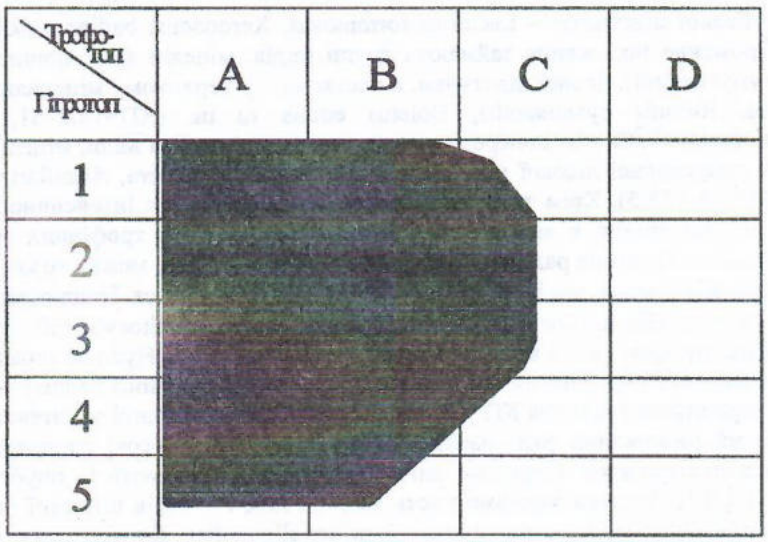


Рис. 4. Екологічний ареал Xerocomus variegatus

Таблиця 2

Вплив типу умов місцезростання на накопичення ^{137}Cs свіжими плодовими тілами Cantharellus cibarius та Suillus variegatus

Тип умов місцезростання	Cantharellus cibarius, (As=111 кБк·м$^{-2}$)		Suillus variegatus (As=185 кБк·м$^{-2}$)	
	питома активність ^{137}Cs, Бк·кг$^{-1}$	КП, м^2 кг$^{-1}$ 10^{-3}	питома активність ^{137}Cs, Бк·кг$^{-1}$	КП, м^2 кг$^{-1}$ 10^{-3}
Сухі бори (A_1)	1273±107	20,8±3,1	6558±632	148±20
Свіжі бори (A_2)	4127±392	42,7±8,1	16650±950	182±35
Свіжі субори (B_2)	927±18	11,4±2,7	2549±110	43,2±3,7
Вологі субори (B_3)	6675±994	52,6±17,9	91,77±628	84,5±5,8
Вологі сугрудки (C_3)	1388±249	14,3±5,9	13836±425	74,8±3,3

Узагальнюючи отримані результати, слід зробити важливий як науковий, так і практичний висновок про те, що рівень накопичення ^{137}Cs в плодових тілах грибів, незалежно від їх виду, обумовлюється екологічними, зокрема, лісорослинними умовами, що слід враховувати при заготівлі грибів. Загальний висновок полягає в тому, що інтенсивність накопичення радіоцезію грибами зростає з підвищенням зволоженності та із зменшенням багатства грунтів (рис. 2, табл. 2).

В умовах конкретних едатопів нами вивчався зв'язок між вмістом ^{137}Cs у плодових тілах і щільністю забруднення грунту радіонуклідом. Російські дослідники [16] навели дані про відсутність достовірної кореляції між згаданими показниками (r=0,2 - -0,2). Проте, наші багаторічні спостереження демонструють, що в усі роки досліджень в межах конкретних типів умов місцезростання між цими показниками існує тісна та достовірна кореляція на 95% довірчому рівні (r=0,65 - 0,96), що відкриває можливості для прогнозування вмісту ^{137}Cs у плодових тілах грибів (як свіжих, так і сухих) при відомій щільності забруднення грунту радіонуклідом. В таблиці 3 наведені основні характеристики відповідних рівнянь згаданої залежності в едатопах, де запаси даних видів грибів максимальні в Поліссі України.

Отримані результати свідчать, що питома активність ^{137}Cs в плодових тілах досліджених видів в усіх випадках достовірно зростає при збільшенні щільності забруднення грунту. Регресійні рівняння дозволяють визначити розрахункові значення щільності забруднення грунту, при яких можлива заготівля грибів, питома активність ^{137}Cs в яких не буде перевищувати ДР-97.

Розрахунки показують, що збирання Lactarius necator можливо проводити в умовах A_2 при щільності радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs до 130кБк·м$^{-2}$, Boletus edulis (A_1) – до 200кБк·м$^{-2}$, а Boletus aurantiacus (B_2) - до 255кБк·м$^{-2}$. Решту згаданих в таблиці 3 видів заготовляти не рекомендується. Регресійні рівняння дозволяють побудувати номограми, за допомогою яких також можливо визначити вміст ^{137}Cs у їстівних грибах в конкретних едатопах (рис. 5). Це свідчить про необхідність диференційованого підходу до заготівлі різних видів грибів виключно на лісотипологічній основі.

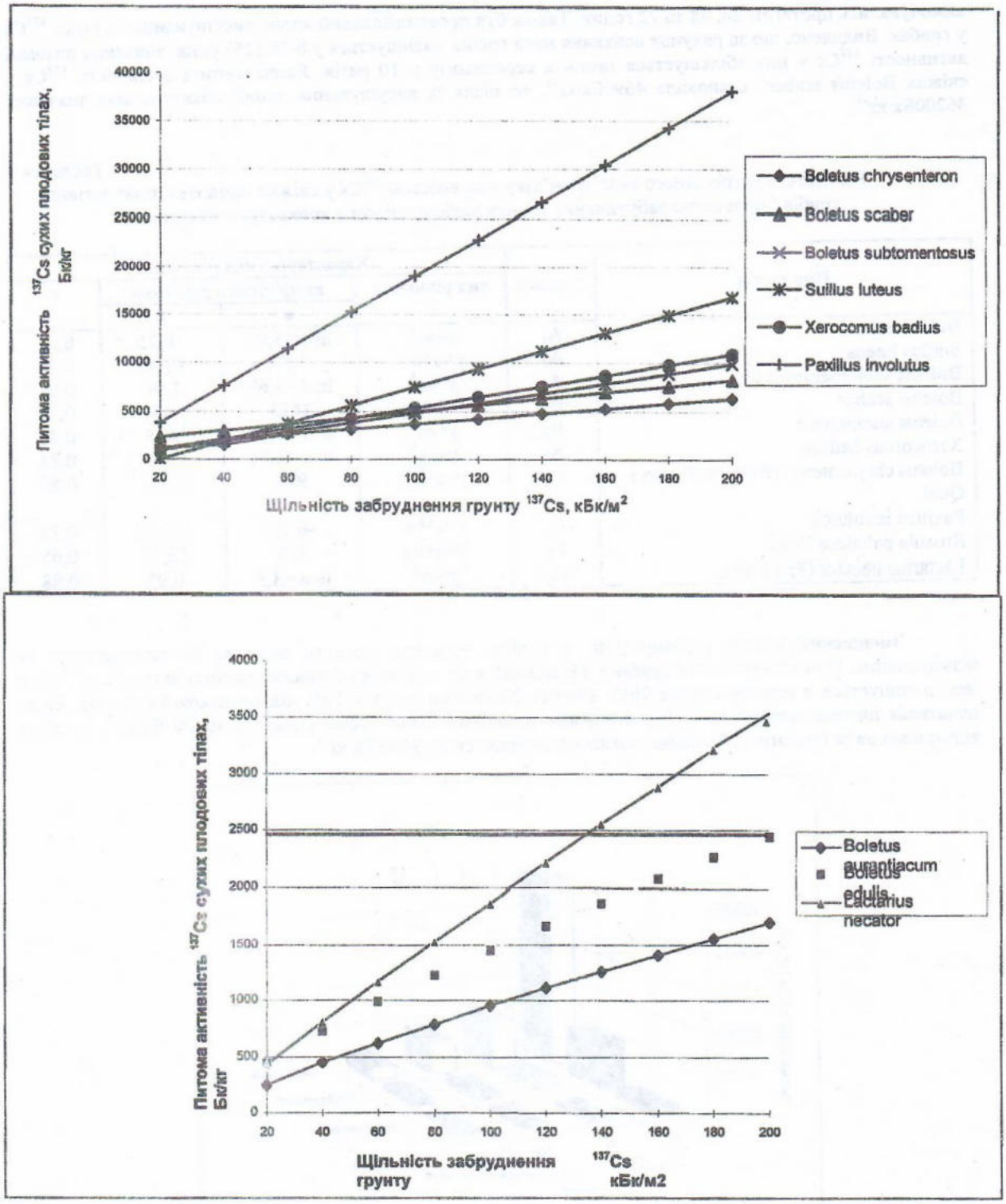


Рис. 5. Номограми місту ^{137}Cs в плодових тілах грибів при різних щільностях забруднення грунту радіонуклідом в певних едатопах

Гриби є сильними накопичувачами радіонуклідів, проте використовуються місцевим населенням в їжу після традиційної кулінарної обробки. Для вивчення зміни вмісту радіоцезію у грибах в результаті останньої зразки найбільш поширених їстівних грибів ретельно відмивались, а потім відварювались (Boletus scaber, Boletus aurantiacum та Xerocomus badius), або вимочувались (Cantharellus cibarius, Xerocomus badius та Lactarius necator). Відварювання проводилося у 2% розчину солі і тривало 5, 10 та 15 хвилин із наступним зливанням розчину після кожного прийому. Вимочування при температурі розчину +20÷23^{0}C тривало 20, 40 та 60 хвилин також із наступною зміною розчину. Плодові тіла Lactarius necator

вимочувались протягом 24, 48 та 72 годин. Також був проаналізований вплив висушування на вміст ^{137}Cs у грибах. Виявлено, що за рахунок всихання маса грибів зменшується у 8-10 (25) разів, значення питомої активності ^{137}Cs у них збільшується також в середньому у 10 разів. Якщо питома активність ^{137}Cs у свіжих Boletus seaber становила 4690Бк·кг$^{-1}$, то після їх висушування даний показник мав значення 46200Бк·кг$^{-1}$.

Таблиця 3

Результати регресійного аналізу зв'язку між вмістом ^{137}Cs у свіжих плодових тілах їстівних грибів і щільністю забруднення грунту радіонуклідом в конкретних едатопах

Вид гриба	Едатоп	Характеристика рівняння			
		вид рівняння	коефіцієнти рівняння		r
			a	b	
Boletus edulis	A_1	$y=ax^b$	ln a =3,83	0,75	0,65
Suillus luteus	A_2	y=a+bx	-1876	93,43	0,96
Boletus subtomentosus Fr.	A_2	$y=ax^b$	ln a =3,69	1,04	0,92
Boletus scaber	B_2	y=a+bx	1673	33	0,78
Boletus aurantiacus	B_2	$y=ax^b$	ln a =3,04	0,83	0,80
Xerocomus badius	A_1	$y=ax^b$	ln a =3,84	1,03	0,83
Boletus chrysenteron (Bull. ex St-Am.) Quel.	C_2	y=a+bx	979	26,93	0,89
Paxillus involutus	A_3	y=a+bx	-6,29	190,17	0,72
Russula paludosa Britz.	B_2	y=a+bx	925	36,20	0,65
Lactarius necator (Fr.) Karst.	A_2	$y=ax^b$	ln a =3,3	0,92	0,88

Зменшення вмісту радіонуклідів у грибах можливо досягти шляхом їх вимочування та відварювання. При відварюванні грибів у підсоленій воді вже через 5 хвилин питома активність ^{137}Cs в них зменшується в середньому на 70%, а через 20 хвилин досягає 10% від початкової (рис. 6). Якщо початкова питома активність ^{137}Cs у плодових тілах Xerocomus badius складала 49100 Бк·кг$^{-1}$, то після відварювання їх протягом 20 хвилин показник зменшився до 3400 Бк·кг$^{-1}$.

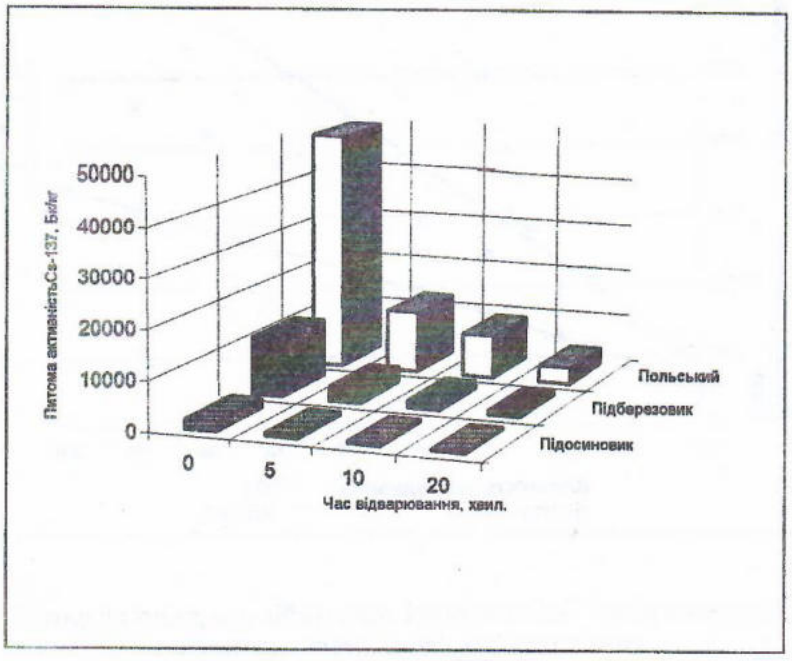


Рис. 6. Зміна питомої активності ^{137}Cs в грибах в процесі їх відварювання

Після вимочування свіжих плодових тіл Xerocomus badius у 2% розчині солі протягом 20 хвилин питома активність ^{137}Cs в них зменшилася на 19%, ще через 20 хвилин – ще на 37%. Через 60 хвилин від початку вимочування вміст радіоцезію зменшився на 60%. Очищення Cantharellus cibarius від радіонукліду в процесі вимочування відбувається швидше, ніж Xerocomus badius. Вже через 40 хвилин питома активність ^{137}Cs в Cantharellus cibarius становила 60% від початкової.

Досить поширеним способом заготівлі видів роду Lactarius L. є їх тривале - протягом декількох діб - вимочування у 2% сольовому розчині. При вимочуванні Lactarius necator протягом доби при +20÷23^{0}C вміст в них ^{137}Cs зменшився на 68% від початкового, ще через добу - на 86%, і наприкінці третьої доби вимочування 98% активності ^{137}Cs перейшло у розчин. Якщо початкова питома активність ^{137}Cs у Lactarius necator дорівнювала 5040 Бк·кг$^{-1}$, то через три доби значення цього показника зменшилося до 127 Бк·кг$^{-1}$. Як показують результати досліджень, гриби, вміст ^{137}Cs в яких незначно перевищує гранично допустиму концентрацію (500 Бк·кг$^{-1}$ для сирих грибів та 2500 Бк·кг$^{-1}$ для сухих), після відповідної кулінарної обробки можливо вживати в їжу. Згадана рекомендація особливо важлива для місцевого населення багатолісних районів Полісся, яке, не зважаючи на рекомендації радіоекологів, продовжує вживати гриби в їжу. В даному випадку завдання гігієністів – принаймні мінімізувати наслідки цього, рекомендувати загальнодоступні методи зниження вмісту радіоцезію в грибах. Отримані дані також дозволяють наблизитися до розрахунку колективної дози від харчових продуктів лісу, виходячи із врожайності грибів, площі лісів, екологічних умов зростання, вмісту радіонукліду у плодових тілах, його зменшення в процесі кулінарної обробки.

Основним ягідним видом Полісся України є Vaccinium myrtillus L. Частка її заростей дорівнює 90% від загальної площі промислових ягідників регіону. Екологічний ареал даного виду дуже широкий, і заготівля ягід масово проводиться у 7 едатопах центральної частини її екологічного ареалу. Нами на стаціонарах визначені середні значення коефіцієнту переходу із грунту до свіжих ягід даного виду в конкретних типах умов місцезростання (рис. 7).

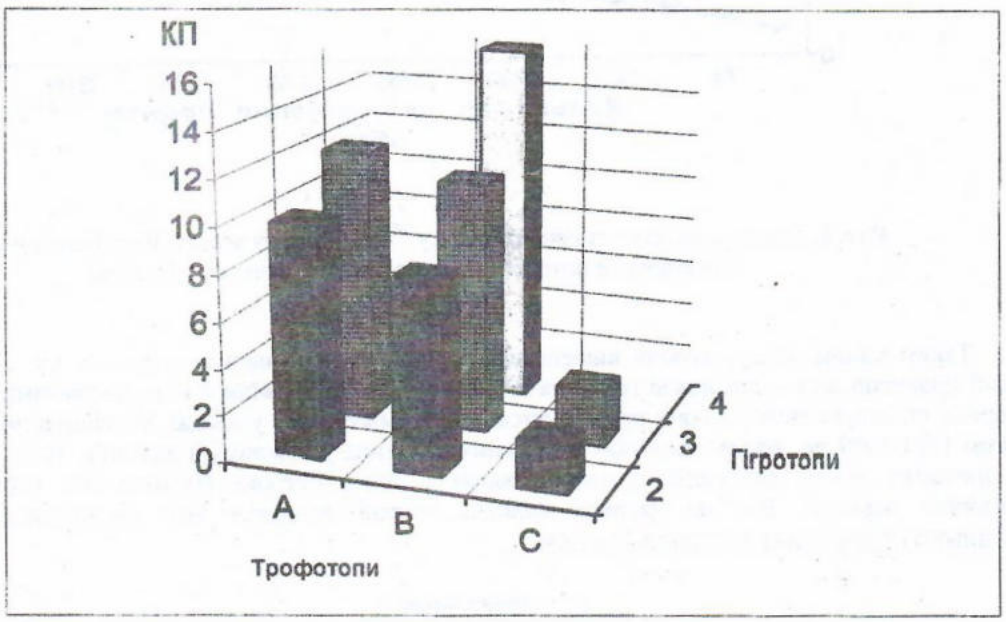


Рис. 7. Середні значення КП радіоцезію у свіжі ягоди Vaccinium myrtillus в різних типах умов місцезростання (в центральній частині екологічного ареалу)

З наведеного рисунку наочно видно, що середні значення КП в різних частинах екологічного ареалу істотно відрізняються і знаходяться в діапазоні 2,0-16,0. Виявляється загальна тенденція, описана вище для грибів: із збільшенням вологості грунту значення КП у ягоди зростають. Зокрема, у гігротопному ряду суборів у свіжих умовах КП у ягоди дорівнює 8,2, у вологих – 11,0, а у сирих – 16,0. Також загальною тенденцією є зменшення інтенсивності надходження радіоцезію до ягід чорниці із збільшенням багатства грунту. Цей тезис добре ілюструється значною різницею середніх значень КП у трофотопному ряді одного гігротопу. Так, наприклад, у свіжих умовах у борах КП дорівнює 10,0, у суборах – 8,2, а у сугрудках – 2,0, тобто відрізняється у крайніх трофотопах у 5 разів.

Як і для грибів, для свіжих ягід Vaccinium myrtillus був встановлений тісний (r=0.84 - 0.96) та достовірний зв'язок між вмістом радіонукліду у ягодах та щільністю забруднення грунту [18], що дозволяє розраховувати вміст ^{137}Cs у ягодах, виходячи із щільності забруднення грунту та екологічних умов зростання на конкретній ділянці. Графіки рівнянь залежності між згаданими параметрами фактично можуть слугувати номограмами, за допомогою яких можливо визначити вміст радіонукліду у свіжих ягодах (рис. 8).

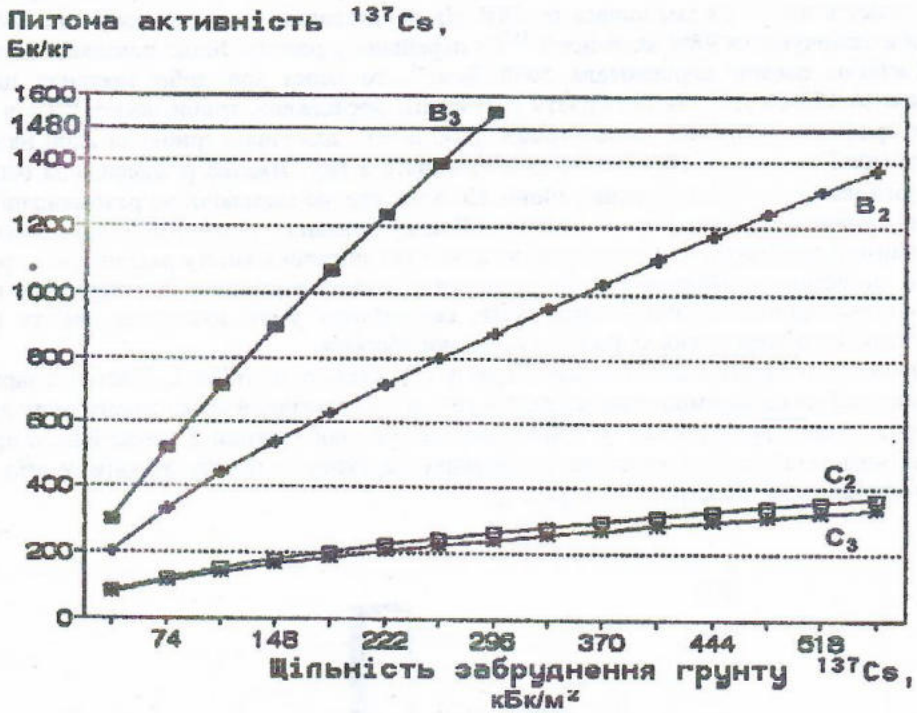


Рис. 8. Номограма для визначення вмісту ^{137}Cs у свіжих ягодах Vaccinium myrtillus в основних едатопах їх заготівлі в Центральному Поліссі

Таким чином, підсумовуючи вищенаведене, слід зробити висновок про те, що основні види харчової продукції лісу – дикорослі гриби та ягоди – в Поліссі України є накопичувачами радіоцезію. Багаторічні спостереження свідчать про несуттєві зміни вмісту ^{137}Cs у ягодах Vaccinium myrtillus, який протягом 1991-1999 рр. коливається біля середнього значення у кожному з едатопів. По грибах різних видів динаміка вмісту радіоцезію різнонаправлена і більш суттєво залежить від погодних умов вегетаційних періодів. Все це надовго залишає згадані продукти лісу джерелом додаткового внутрішнього опромінення населення Полісся.

Література

1. Rantavaara A.H. Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in natural and semi-natural environments // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment / Ed. G.Desmet et al. – London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 202-209.
2. Johanson K.J. Potential transfer of radiocaesium to man from Swedish forest ecosystems // Proc. of 9-th Intern. Congress of Radiation Protection (IRPA9), Vienna, Austria, 14-19 of April 1996. – Vol.3. – Vienna, 1996. – P. 3-176.
3. Jacob P. and Likhtarev I. Transfer factors for mushrooms // Pathway analysis and dose distributions / Final Report of JSP-5. – Luxembourg, 1996. – P. 63-74.
4. Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве // Наука. Чернобыль-97. Науч.-практ. конф. 11-12 февраля 1998г.: Сб. тезисов. – Киев, 1998. – С. 128.
5. Strand P., Howard B., Averin V. Intake of radionuclides to man // Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / Final Report of ECP-9. – Luxembourg, 1996. – P. 157-193.
6. Hubert P., Annisimova L., Antsipov G. et al. Generic input data on contamination transfer across the food chain // Strategies of decontamination: Final Report of ECP-4. – Luxembourg, 1996. – P. 120-125.
7. Johanson K.J. and Nikolova I. The role of fungi in transfer of ^{137}Cs in the forest ecosystem // Proc. of the Intern. Symp. On Radioecology 1996. Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident / Ed. M.Gerzabek, G.Desmet, J.Howard et al. – Vienna, 1996. – P. 259-265.

8. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель формирования внутренней дозы облучения населения от пищевой продукции леса // Чернобыль: Экология и Здоровье. – Гомель: Институт механики металлополимер. систем. – 1998. – №1(5). – С. 11-15.
9. Giriy V., Yaskovets I., Kutlakhmedov Yu., Zaitov V. et al. Contribution of forest ecosystem to dose formation for inhabitans of the Ukrainian Polesye // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Ed. I.Linkov and W.R.Schell. – Dordrecht-Boston-London: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 325-332.
10. Bruk G.J., Shutov V.N., Travnikova I.G. et al. The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident // Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Ed. I.Linkov and W.R.Schell. – Dordrecht-Boston-London: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 343-352.
11. Орлов А.А., Короткова Е.З., Шатрова Н.Е. Влияние плотности загрязнения почвы радионуклидами на величину коэффициента перехода в системе «почва-растения» // Мат. щорічн. наук. конф. Ін-ту ядерних досліджень. – Київ: ІЯД, 1998. – С. 315-317.
12. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах // Чернобыль-94. IV Междунар. науч.-практ. конф. «Итоги 8 лет по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». – Сб. докл. – Т.1. – Чернобыль, 1996. – С. 460-471.
13. Rühm W., Kammerer L., Hiersche L. and Wirth E. The ^{137}Cs /^{134}Cs ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil // J. Environ. Radioactivity. – 1997. – Vol. 35, №2. – P. 129-148.
14. Rühm W., Steiner M., Kammerer L. et al. Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination // J. Environ. Radioactivity. – 1998. – Vol. 39, №2. – P. 129-147.
15. Mascanzoni D. Uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs by mushrooms following the Chernobyl accident // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment / Ed. G.Desmet et al. – London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 459-467.
16. Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I. Cs-137 content in the mushrooms of radioactive contaminated zones of the European part of the CIS // The Science of the Total Environm. – 1994. – 155. – P. 25-29.
17. Roemmelt R., Hiersche L. and Wirth E. Uptake of Cs-134+137 by higher fungi (Basidiomycetes) in terrestrial ecosystems // 4-th Symp. {ntern. Radioecol. "Impact Accident Orig. Nucl. Environ. – Vol. 2. – Cadarache, 1988. – P. D151–D161.
18. Орлов О.О., Короткова О.З. Накопичення ^{137}Cs фітомасою ягідних рослин при різній щільності радіоактивного забруднення грунту // Лісівництво та агролісомеліорація. – 1999. – Вип.95. Здоров'я лісу. – Харків: РВП "Оригінал", 1999. – С. 16-23.

Орлов А.А., Курбет Т.В., Короткова Е.З., Калиш А.Б., Прищепа А.Л., Краснов В.П.

Аккумуляция ^{137}Cs дикорастущими грибами и ягодами в лесах Полесья Украины.

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г. Житомир.

Приведены средние значения КП ^{137}Cs из почвы в различные виды съедобных грибов в конкретных эдатопах Полесья Украины. Проанализировано влияние трофности почвы и глубины расположения мицелия гриба на величину КП. Для основных видов съедобных грибов в их наиболее продуктивных эдатопах приведены уравнения и графики зависимости удельной активности ^{137}Cs в плодовых телах от плотности загрязнения почвы этим радионуклидом. Приведена численная оценка изменения содержания ^{137}Cs в грибах при различной кулинарной обработке.

Для основного ягодного вида Полесья – черники – показаны величины КП ^{137}Cs из почвы в ягоды во всех эдатопах ее экологического ареала. Рассчитаны предельно-допустимые значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs для безопасной заготовки ягод черники.

Orlov A.A., Kurbet T.V., Korotkova E.Z., Kalish A.B., Prishchepa A.L., Krasnov V.P.

^{137}Cs accumulation by wild mushrooms and berries in forests of Polessye of Ukraine.

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

Mean ^{137}Cs TF values in various species of edible mushrooms in specific edatops of Polessye of Ukraine have been reported. The influence of riches of soils and depth of location of mycelium of mushrooms on TF value was analyzed.

Equations and graphs of dependence of ^{137}Cs specific activity in fruit bodies from radionuclide ground contamination were calculated. Quantitative evaluation of change of ^{137}Cs content in mushrooms on various culinary processing was reported.

For the main berry species of Polessye – bilberry – ^{137}Cs TF values from soil to berries in all edatops of its ecological area were shown. Permissible levels of ^{137}Cs ground contamination for harvesting of berries of bilberry were calculated.

Орлов О.О.,
кандидат біологічних наук
Коломацька Т.Д.,
провідний інженер
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир
Долгілевич М.Й.,
доктор біологічних наук, член-кор. УААН
Коткова Т.М.,
аспірант
Державна агроекологічна академія України

Мобільність ^{137}Cs у ланцюзі «грунт – чорниця» в залежності від агрохімічних параметрів грунту у вологих суборах Полісся України

Вступ

З часів глобальних випадінь радіоцезію та радіостронцію відомо, що при кореневому надходженні радіонуклідів до рослин на величину радіоактивного забруднення останніх крім щільності забруднення грунту радіонуклідами також істотно впливають агрохімічні властивості грунтів [5, 6, 13]. Як до, так і після Чорнобильської катастрофи, більшість публікацій, в яких аналізується згаданий вплив, стосується культурних рослин агроекосистем [2, 6-8, 16], проте в ряді досліджень розглядалися також природні та напівприродні екосистеми – ліси, луки, вересові пустки та ін. [9, 12, 14, 15]. Виявлено, що як у агроекосистемах, так і у природних та напівприродних екосистемах, одним з основних факторів, який визначає рівні забруднення рослин радіоцезієм, є співвідношення у грунті радіонукліду ($^{137+134}Cs$) та його неізотопного носія – ^{39}K [2, 3, 6, 7, 12, 14]. Рядом дослідників відзначається, що надходження ^{137}Cs зменшується не тільки при збільшенні вмісту обмінного K^+ у грунті, але й при збільшенні вмісту обмінного Ca^{2+} [6, 13]. Російські дослідники [8] дійшли до висновку про те, що вміст обмінних катіонів у грунті (K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}) знаходиться у зворотньому зв'язку із кількістю кислоторозчинної (обмінної) фракції ^{137}Cs у грунті. За іншими даними [18], згадане явище обумовлене складною взаємодією згаданих одно- та двовалентних катіонів у кореневому обмінному комплексі.

На думку більшості дослідників [8, 12, 14], із зменшенням pH грунту інтенсивність акумуляції ^{137}Cs рослинами збільшується. Вплив кількості органічної речовини у грунті на доступність ^{137}Cs для кореневого живлення рослин проявляється в тому, що чим більша частка органічної речовини і менша частка мінеральної складової у грунті, тим більша інтенсивність накопичення радіонукліду рослинами [4, 9, 11, 12, 15]. Вплив решти агрохімічних параметрів грунтів на інтенсивність акумуляції ^{137}Cs вивчений лише фрагментарно.

З методологічного погляду особливої уваги заслуговують висновки голандських вчених [11] про те, що у різних видів рослин біологічна відповідь (та, відповідно, і інтенсивність акумуляції ^{137}Cs) при зміні агрохімічних параметрів грунтів може бути різною, в залежності від біологічних особливостей виду. Крім того, існує можливість різної реакції виду на зміну величини певного грунтового параметру в різних його діапазонах. Саме тому важливим є вивчення впливу агрохімічних параметрів грунту на інтенсивність накопичення радіонукліду конкретними господарськоцінними видами в певних діапазонах кожного із згаданих параметрів.

Об'єкти та методика

Дослідження проводилися в липні 1999 р. у Лугинському ДЛГ Житомирської області (Центральне Полісся) на 6-ти постійних пробних площах (ППП), закладених переважно в умовах вологого субору (B_3), а частково – в умовах, перехідних від свіжого до вологого субору (B_{2-3}). Середні значення щільності забруднення грунту ^{137}Cs на пробних площах варіювали в межах 64,2-328,2 кБк·м$^{-2}$. Об'єктом досліджень була чорниця (Vaccinium myrtillus L.), яка за висновками австрійських вчених [12], може слугувати фітоіндикатором забруднення лісів ^{137}Cs, є звичайно поширеним видом із добре вивченою екологією живлення, придатним для багаторічних спостережень. Крім того, – це цінний харчовий, вітаміноносний та лікарський вид.

На всіх пробних площах ценози були подібними і типовими для Полісся України – соснові ліси чорнично-зеленомошні (Pinetum myrtilloso-hylocomiosum). Деревостани їх були середньовіковими (50-60 років), високоповнотними (0,8-1,0) і складалися переважно із Pinus sylvestris L. із невеликою домішкою Betula pendula Roth та B. pubescens Ehrh. Негустий підлісок зімкнутістю до 0,2 складався головним чином з Frangula alnus Mill. та Sorbus aucuparia L. Трав'яно-чагарничковий ярус характеризувався проективним покриттям 60-75%. Основу його утворювали бореальні чагарнички: Vaccinium myrtillus L. (50-60%), V. vitis-idaea (5-10%), Calluna vulgaris L. (1-5%). Як домішка, зустрічалися Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, Dryopteris carthusiana (Vill.) H.P.Fuchs, Molinia caerulea (L.) Moench, Luzula pilosa L. та ін. Моховий ярус

був рівномірним, щільним, проективним покриттям 80-95%, складався виключно із зелених мохів: Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt. (40-50%), Dicranum polysetum Sw. (30-45%) та Hylocomium splendens (Hedw.) B.S.G. (10-15%). Результати аналізу морфологічної будови грунтових профілів виявили, що на всіх пробних площах були представлені типові для вологих соснових суборів грунти – дерново-середньопідзолисті, супіщані, свіжі, на флювіо-гляціальних відкладах. Характерними рисами цих грунтів є: товстий (5-10 см) шар лісової підстилки, гумус модер-типу, темно-сірий гумусово-елювіальний горизонт 8-12 см завтовшки, густо пронизаний корінням чорниці. Останній досить різко переходить у ясно-сірий елювіальний горизонт, піщаний, 8-15 см завтовшки, а ще нижче – у коричневий ілювіальний горизонт, щільний, суглинистий, 15-25 см завтовшки. Нижче формуються горизонти I_2P та PIgl. Середній багаторічний рівень грунтових вод у червні знаходиться на глибині 110 см.

На кожній пробній площі за допомогою сітки Л.Г.Раменського рендомізовано закладалося 6 облікових ділянок площею 1м^2 кожна. На обліковій ділянці зрізалася вся надземна фітомаса чорниці, а також відбирався збірний зразок грунту (буром діаметром 5см, на глибину 10см, методом конверту). Зразки фітомаси чорниці та грунту висушувалися до повітряно-сухого стану та подрібнювалися. Питома активність ^{137}Cs (A_m) у зразках вимірювалася за допомогою спектроаналізатора LP-4900B «AFORA» із GeLi-детектором ДГДК-100В3. Після гамма-спектрометричних досліджень у зразках грунту за стандартними методиками [1] визначали основні агрохімічні параметри. Зокрема, вміст органічної речовини у грунті визначався після спалювання грунту у муфельній печі протягом 6 год. при температурі 550-600^{0}С. Вміст кальцію та магнію визначався трилонометричним методом, а сума поглинутих основ – за методом Каппена-Гільковіца. Визначення вмісту рухомих форм фосфору у грунті проводилося фотокалориметричним методом за Кірсановим на ФЭК-54-М, обмінного калію – на полум'яному фотометрі ПАЖ-1, гідролітичної кислотності – за методом Каппена, а pH водного та сольового – потенціометричним методом за допомогою потенціометра РН-340 із електродами ДЛ-02.

Показниками мобільності ^{137}Cs у ланцюжку «грунт-чорниця» слугували коефіцієнт накопичення (КН), який обчислювався як відношення A_m у чорниці (Бк·кг$^{-1}$) до A_m у грунті (Бк·кг$^{-1}$) [17], а також коефіцієнт переходу (КП) – відношення A_m у чорниці (Бк·кг$^{-1}$) до A_s грунту (кБк·м$^{-2}$) [10]. Статистична обробка отриманих даних проведена із застосуванням стандартних пакетів програм СУБД, «Statgrafics» та «Statistica».

Результати досліджень та їх обговорення

Оскільки пробні площі були закладені в широкому діапазоні щільності забруднення грунту ^{137}Cs, становить значний інтерес аналіз вмісту радіонукліду у фітомасі чорниці (табл. 1).

Таблиця 1

Радіоекологічні показники грунту і фітомаси чорниці на постійних пробних площах

№ ППП	Щільність забруднення грунту ^{137}Cs		Питома активність ^{137}Cs у надземній фітомасі чорниці (dw), Бк·кг$^{-1}$	КП, м^2·кг$^{-1}$·10^{-3}
	кБк·м$^{-2}$	Кі·км$^{-2}$		
12	64.2±3.47	1.74	5657±375	89.0±3.85
11	73.3±5.50	1.98	2880±540	39.0±6.74
13	79.2±5.95	2.14	5860±680	75.0±14.96
17	224.5±29.46	6.07	7728±530	35.3±3.53
16	230.6±27.55	6.23	14667±1830	64.3±6.53
15	328.2±40.88	8.87	26300±2750	80.9±12.59

Як випливає з даних таблиці 1, в умовах вологого субору Центрального Полісся України на ділянках, де A_s грунту перевищувала 37 кБк·м$^{-2}$ (1 Кі·км$^{-2}$), вміст згаданого радіонукліду у надземній фітомасі чорниці значно перевищував допустимі рівні (за ДР-97 для лікарської сировини = 600 Бк·кг$^{-1}$). Слід відзначити, що загальною закономірністю для наведених пробних площ є збільшення питомої активності ^{137}Cs у надземній фітомасі чорниці при збільшенні щільності забруднення грунту радіонуклідом. Проте, не зважаючи на однотипність біогеоценозів на пробних площах та їх розміщення практично в одному типі умов місцезростання, середні значення КП ^{137}Cs із грунту до фітомаси чорниці на різних пробних площах значно варіювали – від 35,3 на ППП-17 до 89,0 на ППП-12. Тому спостерігається дещо неадекватна динаміка значень A_m у чорниці при зміні величини A_s грунту. В цілому ж чорниця в умовах вологого субору виступає як сильний накопичувач даного радіонукліду із грунту.

Для виявлення факторів, які впливають на інтенсивність акумуляції ^{137}Cs чорницею із грунту практично в аналогічному типі умов місцезростання і були визначені основні агрохімічні параметри грунту (табл. 2). Дані, наведені в таблиці 2, демонструють, що на кожній пробній площі значення кожного з агрохімічних параметрів грунту широко варіюють. Наприклад, на ППП-11 значення коефіцієнту варіювання (V%) грунтових параметрів дорівнювали: для вмісту органічної речовини –

Таблиця 2

Статистики агрохімічних параметрів грунту на постійних пробних площах

№ ППП	Статистики	Агрохімічні параметри грунту										Радіоекологічні параметри	
		$C_{орг.}$, %	Ca+Mg мг-екв/100 г грунту	Ca мг-екв/100 г грунту	Mg мг-екв/100 г грунту	P мг-екв/100г грунту	K^+ мг-екв/100г грунту	S мг-екв/100г грунту	Hг мг-екв/100 г грунту	pH_{H2O}	pH_{KCl}	КП $м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$	КН
11	M±m	**18.9±2.21**	**1.2±0.27**	**0.7±0.08**	**0.7±0.20**	**5.7±0.70**	**13.2±1.17**	**7.9±0.90**	**27.7±0.70**	**3.3±0.06**	**2.8±0.12**	**39.0±6.74**	**2.2±0.22**
	min	9.4	0.5	0.5	0.1	3.0	7.9	0.3	24.8	3.1	2.4	22.8	1.6
	max	25.1	2.1	0.9	1.2	8.1	15.6	6.9	29.6	3.6	3.3	66.1	3.2
	V%	28.7	54.2	29.6	67.8	30.0	21.8	77.2	6.2	4.3	10.0	42.3	24.3
12	M±m	**11.8±1.59**	**0.4±0.00**	**0.3±0.00**	**0.1±0.00**	**5.0±0.20**	**6.5±0.79**	**2.3±0.23**	**16.5±1.46**	**3.9±0.10**	**3.1±0.10**	**89.0±3.85**	**5.7±0.58**
	min	6.8	0.4	0.2	0.1	4.4	3.9	1.5	12.4	3.7	2.8	76.1	4.2
	max	18.7	0.5	0.3	0.2	5.6	8.9	2.9	22.2	4.5	3.5	99.4	7.9
	V%	33.1	0.00	0.0	0.0	9.9	29.8	25.1	21.6	6.3	8.0	10.6	25.0
13	M±m	**14.1±0.35**	**0.8±0.15**	**0.5±0.06**	**0.3±0.10**	**5.7±0.21**	**11.7±1.09**	**4.4±0.51**	**19.3±1.01**	**3.9±0.06**	**3.1±0.10**	**75.0±14.96**	**4.2±0.75**
	min	12.7	0.5	0.3	0.03	5.0	9.0	2.9	15.6	3.5	2.9	25.9	1.5
	max	15.0	1.5	0.8	0.7	6.1	16.5	6.0	22.0	4.0	3.6	107.8	6.4
	V%	6.0	48.0	30.2	78.6	9.0	22.9	28.0	12.9	3.6	7.9	48.9	44.4
15	M±m	**9.5±2.09**	**0.5±0.00**	**0.3±0.00**	**0.2±0.00**	**4.9±0.21**	**6.3±0.97**	**2.9±0.84**	**10.3±1.18**	**3.7±0.06**	**2.8±0.10**	**80.9±12.59**	**6.1±0.63**
	min	5.1	0.5	0.2	0.2	4.6	4.0	1.3	6.9	3.5	2.5	51.9	4.5
	max	19.3	0.6	0.4	0.4	5.9	10.5	6.9	14.0	4.0	3.1	130.7	8.3
	V%	54.0	0.0	0.0	0.0	10.4	37.9	70.2	27.9	3.8	8.7	38.1	25.3
16	M±m	**10.8±0.89**	**0.6±0.00**	**0.4±0.00**	**0.2±0.00**	**5.2±0.16**	**9.5±0.50**	**1.4±0.47**	**14.4±1.49**	**3.9±0.24**	**3.1±0.19**	**64.3±6.53**	**4.5±0.60**
	min	9.3	0.4	0.3	0.1	4.6	8.5	0.1	11.7	3.0	2.4	34.9	1.9
	max	15.1	0.8	0.4	0.4	5.9	11.2	3.1	20.3	4.6	3.8	79.6	6.1
	V%	20.2	0.0	0.0	0.0	7.7	12.9	82.4	25.3	15.6	15.3	24.9	32.8
17	M±m	**10.3±0.68**	**1.2±0.29**	**0.6±0.14**	**0.6±0.16**	**4.8±0.33**	**7.1±0.68**	**2.4±1.03**	**17.1±1.28**	**3.9±0.10**	**3.3±0.12**	**35.3±3.53**	**2.5±0.24**
	min	8.2	0.5	0.3	0.2	3.8	5.0	0.6	12.3	3.4	2.9	24.5	1.7
	max	11.8	2.0	1.0	1.2	5.4	9.2	7.4	21.8	4.2	3.7	44.0	3.3
	V%	16.1	62.4	62.6	66.1	16.7	23.6	103.5	18.4	6.4	8.7	24.5	23.5

Примітка: $C_{орг.}$ – вміст оргагічної речовини; P – вміст рухомих форм фосфору; S – сума поглинутих основ; Hг – гідролітична кислотність

28,7%, для вмісту Ca+Mg – 54,2%, для вмісту Ca – 29,6%, для вмісту Mg – 67,8%, для вмісту рухомих форм фосфору – 30,0%, для вмісту обмінного K^+ – 21,8%, для суми поглинутих основ – 77,2% тощо. Подібна картина спостерігається і на решті пробних площ. Таким чином, на кожній пробній площі існує значна мозаїчність параметрів грунту, на яку накладається висока мозаїчність радіоактивного забруднення грунту [6, 7]. Однак, порівняльний аналіз простих статистик агрохімічних параметрів грунтів по всьому масиву даних дозволяє зробити певні узагальнення. Зокрема, найбільше варіювання значень та, відповідно, і величини V%, були характерними для таких параметрів грунту, як сума поглинутих основ (25,1-103,5%) та вміст Mg (0,0-78,6%). Найменше варіювання значень спостерігалося у pH_{H20} (3,6-15,6%), pH_{KCl} (7,9-15,3%) та вмісту рухомого фосфору (7,7-30,0%). Решта агрохімічних показників за варіюванням величин займали проміжне положення, але у більшості випадків коефіцієнт варіювання перевищував 20%.

Порівняльний аналіз середніх значень агрохімічних параметрів між пробними площами демонструє, що ряд грунтових параметрів на різних пробних площах мають близькі значення. Так, середній вміст рухомого фосфору на пробних площах знаходився у вузькому діапазоні значень – від 4,8 (ППП-17) до 5,7 мг-екв/100 г грунту (ППП-11), pH_{H20} становив від 3,3 (ППП-11) до 3,9 (ППП-12, 13, 16, 17), подібний характер варіювання мали значення pH_{KCl} від 2,8 (ППП-11) до 3,3 (ППП-17). Однак, ряд показників на різних пробних площах мав ширшу амплітуду середніх значень. Так, вміст Ca+Mg у грунті коливався від 0,4 на ППП-12 до 1,2 мг-екв/100 г грунту на ППП-11, 17; вміст K^+ – від 6,3 на ППП-15 до 13,2 мг-екв/100 г грунту на ППП-11; сума поглинутих основ – від 1,4 на ППП-16 до 4,4 мг-екв/100 г грунту на ППП-13; гідролітична кислотність – від 10,3 на ППП-15 до 27,7 мг-екв/100 г грунту на ППП-11. Саме тому значний інтерес має виявлення істотності різниці середніх значень усіх параметрів, що вивчаються, між пробними площами (табл. 3).

Таблиця 3

Результати дисперсійного аналізу істотності різниці середніх значень параметрів на постійних пробних площах

Параметри	Fф*	Однорідні дисперсійні групи (ППП)
$C_{орг.}$	**5.57**	11,13 – 12,15,17,16
Ca+Mg	**3.77**	11,17 – 12,13,15,16
Ca	**4.53**	11,17 – 12,13,15,16
Mg	**2.93**	11,17 – 12,13,15,16
P	1.19	11,12,13,15,16,17
K^+	**10.53**	11, 13 – 12, 15, 16, 17
S	1.96	11,12,13,15,16,17
Hг	**23.00**	11 – 12,13,16,17 – 15
pH_{H2O}	**2.95**	11 – 12,13,15,16,17
pH_{KCl}	1.64	11,12,13,15,16,17
КП	**5.98**	11,17 – 12,13,15,16
КН	**8.79**	11,17 – 12,15 – 13,16

*Примітка: $F_{0.95;\,6;\,30}$ =2.42; $F_{0.99;\,6;\,30}$ =3.47.

Результати однофакторного дисперсійного аналізу переконливо свідчать про те, що середні значення ряду грунтових параметрів на різних пробних площах не відрізняються істотно на 95% довірчому рівні: вміст рухомого фосфору, суми поглинутих основ, pH_{KCl} ($Fф<F_{0,95}$). Цілком можливо припустити, що ці параметри грунту дуже слабко впливають на динаміку значень КП та КН на різних пробних площах. Однак, решта грунтових параметрів істотно відрізняється на різних пробних площах ($Fф>F_{0,95}$). Найбільш істотні відмінності, достовірні на 99% довірчому рівні, між пробними площами спостерігаються за такими показниками, як гідролітична кислотність (Fф=23,00), вміст обмінного K^+ (Fф=10,53), вміст органічної речовини (Fф=5,57), що значно більше теоретичного значення критерію Фішера ($Fф>>F_{0,99}$). За результатами дисперсійного аналізу нами також виділені однорідні групи пробних площ, всередині яких різниця середніх значень параметрів не є істотною (табл. 3). Зокрема, виявилося, що за більшістю агрохімічних параметрів грунту ППП-11 істотно відрізняється від решти пробних площ (за винятком ППП – 13 та ППП – 17). Таким чином, за вмістом органічної речовини та вмістом обмінного K^+ виділено по дві однорідні групи: ППП-11, 13 та решта пробних площ. За вмістом Ca+Mg, Ca, Mg виділено по дві однорідні групи – ППП-11, 17 та решта пробних площ. За гідролітичною кислотністю пробні площі розділилися на три однорідні групи: ППП-11; ППП-12, 13, 16, 17; ППП-15; за pH_{H20} – на дві групи – ППП-11 та решту пробних площ. Слід відзначити, що виділення в окремі однорідні групи ППП-11, 17 по ряду показників грунту добре узгоджується з лісотипологічними даними, адже саме на цих пробних площах тип умов місцезростання визначений як B_{2-3}, в той час, як на решті пробних площ – тип B_3. Аналіз середніх значень показників, які характеризують мобільність ^{137}Cs у системі «грунт-рослина» (КП та КН), показав, що на пробних площах згадані показники відрізняються

істотно на 99% довірчому рівні (Fф=5,98 та 8,79 відповідно, що значно вище теоретичного значення $F_{0,99}$). За середніми значеннями КП виділено дві однорідні групи – ППП-11, 17 та решта пробних площ, а за величиною КН – три однорідні групи – ППП-11, 17; ППП-12, 15; ППП-13, 16. Мабудь, істотні відмінності інтенсивності акумуляції ^{137}Cs чорницею із грунту на різних пробних площах обумовлюються складною взаємодією грунтових параметрів, в тому числі агрохімічних. Тому має значний науковий і практичний інтерес вивчення взаємозв'язків останніх у масиві даних, що аналізується. Відповідна кореляційна матриця наведена в таблиці 4.

Таблиця 4

Кореляційна матриця взаємозв'язків агрохімічних параметрів грунту та їх зв'язків із величинами КП та КН

Змінні	$C_{орг.}$	Ca+Mg	Ca	Mg	P	K^+	S	pH_{H2O}	pH_{KCl}	КП	КН
$C_{орг.}$	1.00	0.32	0.42	0.22	0.07	0.59	0.69	-0.39	-0.15	-0.29	-0.37
Ca+Mg		1.00	0.93	0.97	-0.17	0.38	0.41	-0.16	0.14	-0.56	-0.54
Ca			1.00	0.82	0.02	0.50	0.52	-0.20	0.09	-0.56	-0.57
Mg				1.00	-0.29	0.26	0.31	-0.11	0.16	-0.52	-0.48
P					1.00	0.51	0.35	-0.14	-0.09	-0.13	-0.22
K^+						1.00	0.75	-0.31	-0.03	-0.46	-0.56
S							1.00	-0.31	-0.07	-0.42	-0.61
pH_{H2O}								1.00	0.75	-0.18	-0.24
pH_{KCl}									1.00	-0.13	-0.09

Примітка: в матриці наведені коефіцієнти лінійної кореляції.

Аналіз представлених вище даних дозволяє зробити висновок про те, що серед агрохімічних показників тісні зв'язки виявлені лише між окремими парами параметрів: вмістом обмінного K^+ та гідролітичною кислотністю (r = 0,75), між вмістом органічної речовини та гідролітичною кислотністю (r= 0,69,), між вмістом органічної речовини та обмінного K^+ (r = 0,59), між вмістом Ca та K^+ (r = 0,50). Слабкі зв'язки були характерними для вмісту рухомого фосфору у грунті (r = 0,02 – - 0,29) та pH_{KCl} (r = - 0,03 – 0,16). Проте, слід відзначити, що для більшості агрохімічних параметрів властиві зв'язки середньої тісноти. З наведеної кореляційної матриці можливо також зробити попередні висновки про тісноту зв'язків КП та КН із агрохімічними параметрами грунту. Зокрема, виявлено, що дещо тісніші зв'язки із більшістю агрохімічних параметрів грунту характерні для величини КН, хоча відмінності величин коефіцієнтів лінійної кореляції між відповідними агрохімічними параметрами у КН та КП є в більшості випадків незначними, за виключенням зв'язку із вмістом обмінного K^+ та гідролітичною кислотністю. Таким чином, за результатами аналізу наведеної кореляційної матриці для подальших досліджень нами був обраний КН та агрохімічні параметри грунту, з якими у нього існують найбільш тісні зв'язки: вміст обмінного K^+, вміст Ca, гідролітична кислотність та вміст органічної речовини. Результати однофакторного регресійного аналізу отриманих зв'язків наведено на рисунку 1.

Як видно з наведеного рисунка, проаналізовані агрохімічні параметри за силою зв'язку із величиною КН утворюють такий рангований ряд: гідролітична кислотність > вміст Ca > вміст обмінного K^+ > вміст органічної речовини. В усіх випадках зв'язок величини КН із цими параметрами був зворотнім, середньої тісноти, задовільно апроксимувався лінійними рівняннями. Отримані нами результати регресійного аналізу добре узгоджуються із даними інших дослідників чорниці в регіоні [4]. Проте, слід підкреслити, що в нашому дослідженні зв'язок КН із вмістом органічної речовини також виявився зворотнім, що, напевне, обумовлюється значним вмістом калію, як неізотопного носія радіоцезію, саме в органічній речовині грунту. Таким чином, значний вміст калію може маскувати вплив суто органічної речовини на величину КН.

Висновки

1. На кожній пробній площі спостерігається значна строкатість кожного із агрохімічних параметрів грунту, на яку накладається мозаїчність радіоактивного забруднення грунту.
2. Різні агрохімічні параметри грунту на пробних площах варіюють в різних межах. Найбільше варіювання значень було характерним для суми поглинутих основ та вмісту Mg, а найменше – для pH_{H2O}, pH_{KCl} та вмісту фосфору. Решта агрохімічних показників за варіюванням величин займали проміжне положення.
3. Середні значення ряду грунтових параметрів на різних пробних площах не відрізняються істотно (вмісту фосфору, суми поглинутих основ, pH_{KCl}), найбільш істотні відмінності, достовірні на 99% довірчому рівні, між пробними площами спостерігаються по таких показниках, як гідролітична кислотність, вміст обмінного K^+, вміст органічної речовини.

4. Тісні зв'язки виявлені між окремими парами агрохімічних параметрів: вмістом обмінного K^+ та гідролітичною кислотністю (r=0,75), між вмістом органічної речовини та гідролітичною кислотністю, між вмістом органічної речовини та обмінного K^+, між вмістом Са та K^+. Слабкі зв'язки із всіма параметрами були характерними для вмісту загального фосфору у грунті та pH_{KCl}.
5. Проаналізовані агрохімічні параметри за силою зв'язку із величиною КН утворюють такий рангований ряд: гідролітична кислотність > вміст Са > вміст обмінного K^+ > вміст органічної речовини. В усіх випадках зв'язок величини КН з цими параметрами був зворотнім, лінійним, середньої тісноти.

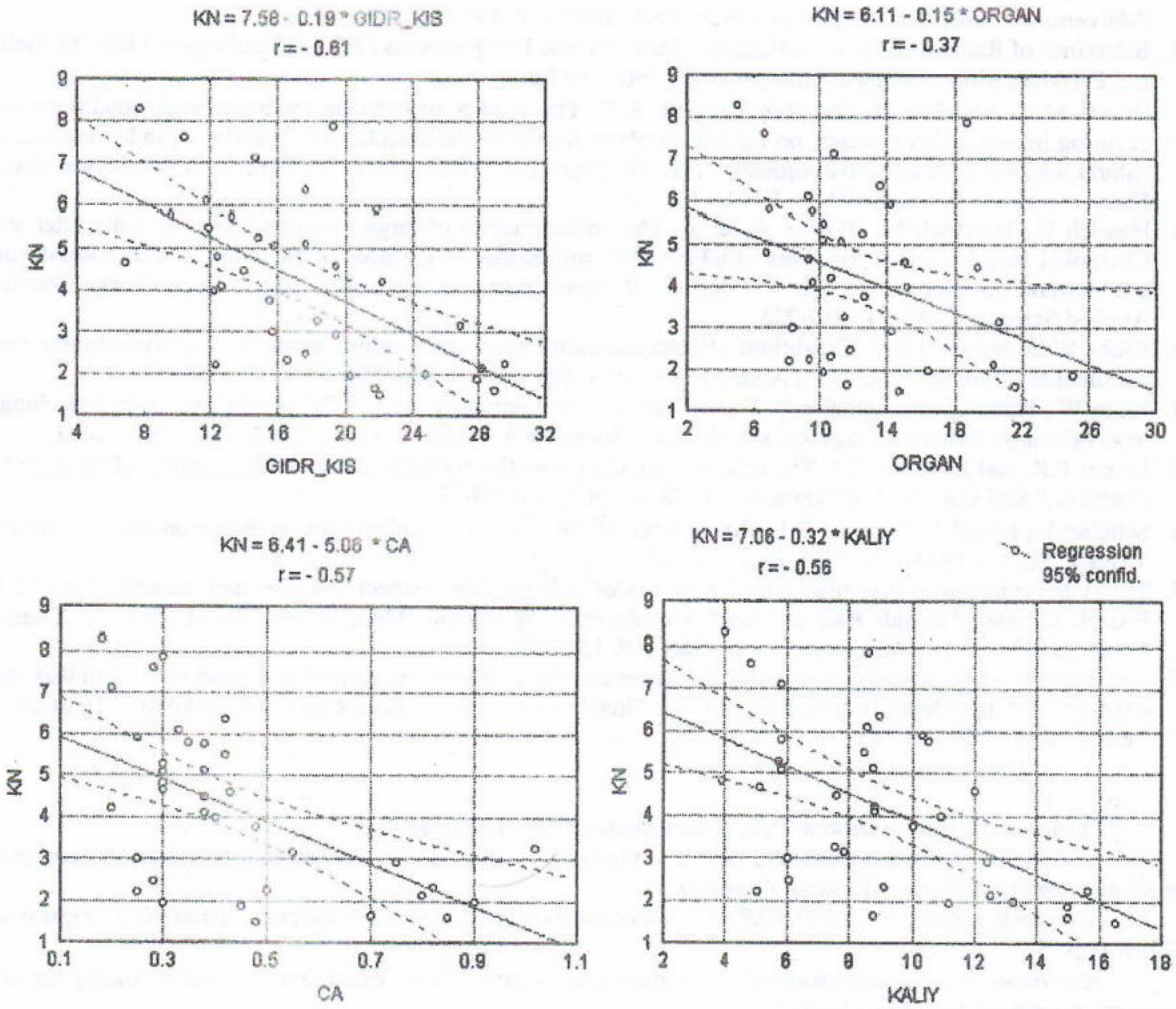


Рис. 1. Графіки рівнянь залежності коефіцієнта накопичення ^{137}Cs від агрохімічних параметрів грунту

Література

1. Агрохимические методы исследования почв / Под ред. А.В. Соколова. – Издание 5-е, дополнен. и перераб. – М.: Наука, 1975. – 656 с.
2. Бакунов Н.А. К вопросу о накоплении ^{137}Cs в растениях и специфике его поведения в почвах // Агрохимия. – 1989. – №5. – С. 94-99.
3. Бондарь П.Ф., Шматок И.О. Оценка биологической доступности радиоцезия и её влияние на накопление радионуклидов в урожае в зависимости от агрохимических свойств почв // Проблемы сельскохозяйственной радиологии / Сб. науч. трудов.- Вып.4 / Под ред. Б.С. Пристера. – Киев, 1996. – С. 124-143.
4. Борщенко В.В. Радіоекологічна оцінка різних типів кормових угідь і використання сорбентів як засобу зниження надходження цезію-137 в продукцію тваринництва: Автореф. дис. … канд. с.-г. наук – Житомир, 1994. – 20 с.
5. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология. – М.: Колос, 1973. – 272 с.

6. Клечковский В.М. и Гулякин И.В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. – 1958. – №3. – С. 1-15.
7. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Дугинов В.И., Хомутинин Ю.В. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение // Проблемы сельскохозяйственной радиологии / Сб. науч. трудов / Под ред. Н.А. Лощилова. – Вып.2. – Киев, 1992. – С. 108-117.
8. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Влияние свойств почв на трансформацию форм ^{137}Cs и поступление его в сельскохозяйственные растения // Агрохимия. – 1989. – №8. – С. 96-100.
9. Answorth F.M., Prime D., Clark J.S. The concentration and movement of Chernobyl radionuclides in North Wales // Radiat. Protection. – Theory and Practice: Proc. of 4-th Int. Symp. Soc. Radiol. Protection (Malvern, 4-9 June, 1989). – Bristol – New York, 1989. – P. 197-200.
10. Behaviour of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments / ECP-5 Final report / Eds. M. Belli and F.Tikhomirov. – Brussels-Luxembourg, 1996. – 147 p.
11. Frissel M.J., Noordijk H. and Van Bergeijk K.E. The impact of extreme environmental conditions, as occuring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 40-47.
12. Henrich E., Friedrich M., Haider W. et al. The contamination of large Austrian forest systems after the Chernobyl nuclear reactor accident: studies 1988 and further // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 217-225.
13. Klobe W.D. and Gast R.G. Conditions affecting cesium fixation and sodium entrapment in hydrobiotite and vermiculite // Soil Sci. Society of America. – 1970. – Vol. 34. – P. 746-750.
14. Kühn W., Handl J. and Schuller P. The influence of soil parameters on $^{137}Cs^{+}$-uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grasslands // Health Phys. – 1984. – Vol. 46, №5. – P. 1083 – 1093.
15. Livens F.R. and Loveland P.J. The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria // Soil Use and Management. – 1988. – Vol. 4. – P. 69-75.
16. Schuller P., Handl J., Trumper R.E. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Phys. – 1988. – Vol. 55, № 3. – P.575-577.
17. The IUR Project on soil-to-plant transfer factors of radionuclides, expected values and uncertainties / M.J. Frissel, J.Koster // Reliab. Radiat. Transf. Models: Proc. Workshop "Meth. Assess. Reliab. Environ. Transf. Model Predict." – London – New York, 1988. – P. 151-158.
18. The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices / ECP-2 Final report / Eds. G. Rauret and S. Firsakova. – Brussels – Luxembourg, 1996. – 172 p.

Орлов А.А., Коломацкая Т.Д., Долгилевич М.И., Коткова Т.Н.

Мобильность ^{137}Cs в цепочке «почва – черника» в зависимости от агрохимических параметров почвы во влажных суборах Полесья Украины

Полесский филиал УкрНИИЛХА, Государственная агроэкологическая академия Украины, г.Житомир.

Ключевые слова: агрохимические параметры почвы, ^{137}Cs, Vaccinium myrtillus, коэффициент перехода, коэффициент накопления.

В статье анализируется влияние основных агрохимических свойств дерново-подзолистых супесчаных почв сосновых лесов на мобильность ^{137}Cs в цепочке «почва–черника» в Полесье Украины. Выявлено, что наиболее тесные зависимости величины коэффициента накопления ^{137}Cs получены с такими почвенными параметрами, как: гидролитическая кислотность (r = -0,61), содержанием Ca^{2+} (r= -0,57), содержание обменного K^{+} (r= -0,56), содержание органического вещества в почве (r= -0,37).

Orlov A.A., Kolomatska T.D., Dolgilevich M.I., Kotkova T.N.

^{137}Cs mobility in the chain «soil–bilberry» depending on agrochemical parameters of soil in the wet subors of Ukrainian Polessye

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, State agroecological academy of Ukraine, Zhitomir

Key words: agrochemical parameters of soil, ^{137}Cs, Vaccinium myrtillus, transfer factor, concentration ratio.

The influence of the main agrochemical properties of soddy-podzolic sandy-loam soil of pine forests on the mobility of ^{137}Cs in the chain «soil–bilberry» in Polessye of Ukraine was analysed in the paper. It was found that the most close connections of concentaration ratio of ^{137}Cs were obtained with such soil parameters as: hydrolitical accidity (r= -0,61), Ca^{2+} content (r= -0,57), exchangeable K^{+} content (r= -0,56), organic matter content in the soil (r= -0,37).

Булгаков А.А.
кандидат химических наук
Коноплев А.А.
доктор биологических наук
НПО "Тайфун", Обнинск, Россия
Авила Р.
Ph.D., Шведский институт радиационной защиты, Стокгольм, Швеция

Моделирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями и грибами при различном вертикальном распределении радионуклида в почве

Введение

Критическим звеном прогноза поглощенной человеком дозы радиации является оценка поступления радионуклидов из почвы в растения и грибы. Расчет концентрации радионуклидов в растениях и грибах, растущих на загрязненных территориях проводится обычно с помощью одной из двух формул:

$$[R]_v = КН[R]_R \quad (1)$$

$$[R]_v = КП[R]_S \quad (2)$$

где КН - коэффициент накопления;

КП - коэффициент перехода, $м^2/кг$;

$[R]_v$ - содержание радионуклида в единице массы (сухой или сырой) растения или плодового тела гриба, Бк/кг;

$[R]_R$ - концентрация радионуклида в слое почвы, в котором находится основная часть корневой системы или мицелия, Бк/кг;

$[R]_S$ - плотность загрязнения почвы радионуклидом, $Бк/м^2$.

Экспериментально определенные в разных условиях значения КП и КН для данного растения могут различаться в сотни и даже тысячи раз [1]. Соответственно, использование средних для растения коэффициентов приводит к очень большой неопределенности прогноза. Поэтому при выборе значений КП и КН в каждом конкретном случае желательно принимать во внимание их зависимость от факторов природной среды. КП и КН для пахотных почв зависят от свойств радионуклида, форм его нахождения в почве, вида растения и характеристик почвы [1,2]. Значение КП зависит также от того, какая доля общего количества радионуклида в почве содержится в пахотном слое. Для непахотных почв дополнительным фактором, влияющим на радиоактивное загрязнение растения (гриба) является вертикальное распределение радионуклида внутри слоя почвы, в котором находится корневая система (мицелий). Например, в зависимости от того, в какой части корнеобитаемой зоны содержится основная часть ^{90}Sr и ^{137}Cs, их содержание в луговых растениях меняется в десятки раз [3].

Недавно была предложена модель, учитывающая влияние вертикальной неоднородности форм нахождения радионуклида в почве на его переход в растения [4]. Этого, однако, явно недостаточно, поскольку на накопление радионуклидов растениями влияют не только формы нахождения в почве. Например, при практически одинаковой доле обменной формы ^{137}Cs в почвах из разных мест его коэффициент накопления в лесных растениях может различаться в десятки раз [5]. Поэтому для прогнозирования перехода радионуклидов из почвы в растения необходим метод прогнозирования значений КН и КП, позволяющий учитывать всю совокупность влияющих на них факторов (формы нахождения и вертикальное распределение радионуклида в корнеобитаемом слое, свойства почвы как функция глубины). Разработка такого метода для ^{137}Cs и ^{90}Sr, двух наиболее экологически опасных радионуклидов, является целью настоящей статьи. Возможность решения этой задачи обеспечивается тем, что в последние годы были разработаны способы оценки значений КН и КП по свойствам почвы [2,5,6] и модели, позволяющие прогнозировать трансформацию форм нахождения и вертикальную миграцию радионуклидов в почвах [2]. Актуальность задачи обусловлена тем, что, с одной стороны, без ее решения невозможен обоснованный долговременный прогноз радиоактивного загрязнения луговых и лесных растений (грибов). С другой стороны, на примере Брянской области РФ было показано, что на загрязненной территории потребление лесных ягод и грибов в долговременной перспективе может стать основным источником поступления радионуклидов в организм человека [7].

Описание метода расчета

В существующих моделях переход радионуклидов из почвы в корневую систему растений рассматривается как необратимый процесс [8, 9]. Такой подход в большинстве практически важных случаев позволяет правильно описывать интегральный поток радионуклида в системе почва-растение. Однако, при неоднородном вертикальном распределения радионуклида в корнеобитаемой зоне представляется необходимым принимать во внимание возможность его обратного перехода из корней в почву. В первую очередь это относится, естественно, к незагрязненным слоям корнеобитаемой зоны, где эффективный поток радионуклида может быть направлен из растения в почву [10].

То, что корневая система способна не только поглощать, но и выделять ионы, хорошо известно [11]. Для катионов цезия это подтверждается несколькими экспериментами. Имеются также доказательства обратимости корневого поглощения ^{90}Sr. После перемещения проростков ячменя и пшеницы из питательного раствора, содержащего ^{137}Cs, в раствор того же состава, но без радионуклида, происходит быстрая дезактивация растений (характерное время процесса - около 1 суток) [12]. В эксперименте, описанном в работе [13], корневая система пшеницы была поделена между двумя не сообщающимися сосудами с питательным раствором, после чего в один из них внесли ^{137}Cs и ^{90}Sr. Через несколько часов значительное количество радионуклидов было обнаружено во втором, изначально не загрязненном, сосуде. Введение ^{137}Cs в ствол дерева приводит к тому, что через некоторое время загрязненными становятся корневая система и прилегающая к ней почва [14].

Прямые доказательства обратимости поглощения радиоцезия грибами в настоящее время в литературе отсутствуют. Однако, по крайней мере один механизм выведения поглощенного радионуклида из грибной системы в почву очевиден - это отмирание мицелия. Косвенным подтверждением возможности перехода ^{137}Cs из грибной системы в почву в результате ионной утечки является то, что он достаточно быстро вымывается из плодовых тел грибов водопроводной водой [15]. Поэтому переход радиоцезия из почвы в гриб мы также описываем как обратимый процесс. Это, в частности, позволяет рассматривать коэффициент накопления не как эмпирический параметр, а как отношение концентраций радионуклида в растении (грибе) и почве, при котором скорость его поступления из почвы в растение (гриб) равна скорости обратного процесса.

Поскольку количество ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве обычно несравнимо меньше, чем их стабильных изотопов, изменение удельной активности радионуклидов в почве не может оказать заметного влияния на динамику обмена цезия и стронция в системе почва - растение (гриб). Одним из следствий этого является то, что зависимость содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях и грибах от уровня радиоактивного загрязнения почвы близка к прямо пропорциональной [16, 17]. Более того, даже внесение в питательный раствор значительного количества стабильного цезия практически не влияет на отношение концентрации ^{137}Cs в растении к его концентрации в растворе [16]. Это свидетельствует о том, что поступление ^{137}Cs и ^{90}Sr в растение и обратно, при прочих равных условиях, прямо пропорционально их концентрации во внешней питательной среде и растении соответственно. Поэтому как переход радиоцезия из почвы в растение (гриб), так и обратный процесс описываеся в настоящей работе кинетическими уравнениями первого порядка относительно концентраций в почве и растении (грибе).

Поскольку полученные в этом разделе формулы одинаковы для растений и грибов с поправкой на то, что параметры, относящееся для растений к корневой системе, в случае грибов относятся к мицелию, далее все выкладки даются только для растений. При этом распределение радионуклида между органами растения считается постоянным по крайней мере для определенной стадии периода вегетации. Поэтому содержание радионуклида в растении характеризуется одной концентрацией $[R]_v$, (Бк/кг), которая, в принципе, может относится как к растению в целом, так и к его отдельным органам.

Поток радионуклида из растения в почву описывается следующим соотношением:

$$F_{ps} = a_{ps}[R]_v \qquad (3)$$

где F_{ps} - поток радионуклида из растения в почву через единицу поверхности активных корней, Бк/м^{2}с;
a_{ps} - константа скорости переноса растение - почва, кг/м^{2}с.

Константа a_{ps} считается зависящей только от вида и стадии развития растения. В то же время, скорость перехода радионуклида в растение из питательного раствора зависит от его состава [12]. Состав порового раствора, так же как и формы нахождения радионуклида могут существенно изменяться с глубиной. Поэтому поглощение радионуклидов растениями из непахотных почв целесообразно рассматривать раздельно для последовательных слоев с относительно однородными свойствами:

$$F_{sp}^{\ i} = a_{sp}^{\ i}[R]_s^{\ i} \qquad (4)$$

где F_{sp}^{i} - поток радионуклида из i-го слоя почвы в растение через единицу поверхности активных корней, Бк/м^{2}с;

a_{sp}^{i} - константа скорости переноса радионуклида из i-ого слоя почвы в растение, кг/м^{2}с;

$[R]_s^i$ - концентрация радионуклида в i-ом слое почвы, Бк/кг.

Скорость перехода радионуклида из растения в почву (V_{ps}, Бк/с) равна произведению потока F_{ps} на площадь поверхности активных корней (S, м^2):

$$V_{ps} = F_{ps}S = a_{ps}[R]_v S \tag{5}$$

Скорость перехода радионуклида из почвы в растение (V_{sp}, Бк/с) рассчитывается как сумма скоростей поступления из всех слоев почвы:

$$V_{sp} = \Sigma F_{sp}^{i} S^{i} = \Sigma\, a_{sp}^{i}[R]_s^{i} S^{i} \tag{6}$$

где S^i - доля общей поверхности активных корней, приходящаяся на i-ый слой почвы, м^2).

Как отмечалось выше, коэффициент накопления есть такое отношение $[R]_v/[R]_s$, при котором V_{sp} равна V_{ps}, то есть когда справедливо следующее соотношение:

$$a_{ps}[R]_v S = \Sigma\, a_{sp}^{i}[R]_s^{i} S^{i} \tag{7}$$

Оставляя в левой части соотношения (7) только $[R]_v$, и деля обе его части на $[R]_s$, получаем выражение для коэффициента накопления радиоцезия растением из почвы с неоднородным распределением радионуклида и свойств почвы внутри корнеобитаемого слоя:

$$КН = [R]_v/[R]_s = \frac{\Sigma a_{sp}^{i}[R]_s^{i} S^{i}}{a_{ps}[R]_s S} \tag{8}$$

Скорость поступления радионуклида из i-го слоя почвы в растение V_{sp}^{i} равна скорости его поступления из растения в этот слой, если равны соответствующие потоки F_{sp}^{i} и F_{ps}^{i}, то есть при выполнении следующего соотношения:

$$a_{ps}[R]_v = a_{sp}^{i}[R]_s^{i} \tag{9}$$

Таким образом, скорости поступления радионуклида из i-го слоя в растение и из растения в i-ый слой равны, когда $[R]_v/[R]_s^{i} = a_{sp}^{i}/a_{ps}$. Поэтому отношение a_{sp}^{i}/a_{ps} может быть интерпретировано как коэффициент накопления для i-го слоя почвы $КН^i$. $КН^i$ числено равен коэффициенту накопления, который имел бы место, если бы свойства почвы и формы нахождения радионуклида во всей корнеобитаемой зоне были бы такими же, как в i-том слое. Далее, полагая, что средняя удельная поверхность активных корней одинакова во всех слоях, получаем: $S^i/S = R^i$, где R^i - доля биомассы активных корней, приходящаяся на i-тый слой. Обозначая также отношение концентрации радионуклида в i-том слое почвы к его концентрации в корнеобитаемой зоне в целом как $[R]_r^{i}$, окончательно получаем:

$$КН = \Sigma\, КН^{i} R^{i}[R]_r^{i} \tag{10}$$

Для грибов в формуле (10) R^i должна быть заменена на M^i - долю мицелия, приходящуюся на i-тый слой почвы. При необходимости коэффициент накопления может быть пересчитан в коэффициент перехода по формуле:

$$КП = \frac{\Delta КН}{\rho_s} \tag{11}$$

где Δ - доля радионуклида, находящаяся в корнеобитаемом слое;

ρ_s - сухая масса единицы площади корнеобитаемого слоя, кг/м^2.

Оценка параметров накопления радионуклидов растениями и грибами

Для выполнения расчетов по формулам (10) и (11) для каждого слоя необходимо знать содержание и формы нахождения радионуклида, долю активных корней (мицелия), а также значения коэффициентов накопления $КН^i$. Вертикальное распределение и формы нахождения радионуклидов в почве достаточно просто определяются экспериментально, а для прогнозирования их изменения со временем существует несколько математических моделей [2]. Распределение корневой системы (мицелия) в почве можно оценить по литературным данным, а в особо важных случаях уточнить эту оценку путем проведения натурных исследований. Это может потребоваться, например, для получения долгосрочного прогноза дозы облучения населения в результате потребления растений или грибов в сильно загрязненных районах, на основании которого должно быть принято решение о мерах по снижении последствий загрязнения.

В последние годы были разработаны несколько методов расчета коэффициентов накопления радиоцезия растениями и грибами по свойствам почвы. Для богатых калием почв $КН^i$ может быть рассчитан по сорбционным свойствам твердой фазы почвы и составу порового раствора [5]. К сожалению, необходимые для этого характеристики почвы в большинстве случаев неизвестны, а их экспериментальное измерение связано с определенными сложностями. Однако, хотя и с некоторой потерей точности, расчетную формулу можно упростить путем замены этих характеристик на более доступные и легко измеряемые концентрации обменных катионов в почве [5].

Для грибов $КН^i$ может быть рассчитан по формуле[6]:

$$КН^i = \alpha_{ex}^{i}(^{137}Cs)\frac{\mu(Cs-K)}{K_c^{i}(Cs-K)}\frac{[K]_m}{[K]_{ex}^{i}} \qquad (12)$$

где $[K]_m$ - концентрация калия в сухой или сырой массе плодового тела гриба, мг/кг;

$\mu(Cs\text{-}K)$ - коэффициент избирательности поглощения катионов цезия относительно катионов калия грибами данного вида;

$K_c^i(Sr\text{-}Ca)$ - эффективный коэффициент селективности обмена катионов цезия и калия на адсорбционных центрах почвы в i-ом слое;

$[K]_{ex}$ - содержание обменного калия в i-ом слое почвы, мг/кг.

Стронций, как было показано многими авторами, является достаточно близким аналогом кальция по поведению в системе почва-растение [18, 19]. Коэффициент накопления для ^{90}Sr может быть рассчитан по следующей формуле:

$$КН^i = \alpha_{ex}^{i}(^{90}Sr)\frac{\mu(Sr-Ca)}{K_c^{i}(Sr-Ca)}\frac{[Ca]_p}{[Ca]_{ex}^{i}} \qquad (13)$$

где $[Ca]_m$ - концентрация кальция в сухой или сырой массе растения, мг/кг;

$\mu(Sr\text{-}Ca)$ - коэффициент избирательности поглощения катионов стронция относительно катионов кальция растениями данного вида;

$K_c^i(Sr\text{-}Ca)$ - эффективный коэффициент селективности обмена катионов стронция и кальция на адсорбционных центрах почвы в i-ом слое;

$[Ca]_{ex}$ - содержание обменного кальция в i-ом слое почвы, мг/кг.

Отношение $\mu(Sr\text{-}Ca)/K_c^i(Sr\text{-}Ca)$ в формуле (13) равно отношению коэффициентов накопления обменных форм ^{90}Sr и кальция, которое называют наблюдаемым отношением (НО) или коэффициентом дискриминации. Значения НО для различных органов растений лежат в пределах от 0.2 до 1.6 [16, 18-21], что достаточно хорошо соответствует диапазону изменения обратной величины коэффициента селективности $K_c^i(Sr\text{-}Ca)$. Значение $K_c^i(Sr\text{-}Ca)$ для почв варьирует в пределах от 0,6 до 1,9 [22], а его обратная величина, соответственно, от 0,5 до 1,7. Это свидетельствует о том, что НО определяется, в значительной мере, селективностью катионного обмена. Несмотря на имеющие место различия значений НО для разных органов и стадий развития растений [18, 19], вариабельность этого параметра невелика, особенно если использовать значения, дифференцированные по времени и органам растения.

Входящие в формулы для расчета $КН^i$ концентрации обменных катионов в почве и коэффициент селективности $K_c^{eff,i}$, а также содержание элементов-аналогов в растениях и грибах можно оценить по литературным данным или определить экспериментально. Кроме того, существует принципиальная возможность экспериментального определения непосредственно значений $КН^i$. Для этого необходимо

вырастить растение на почве, собранной из i-го слоя, в которую при необходимости можно внести дополнительное количество радионуклида. Значения $КН^i$ можно также рассчитать, если для нескольких моментов времени известны концентрации радионуклида в растении, а также вертикальное распределение корней и радионуклида в почве. Оптимальным подходом представляется совместное использование экспериментальных данных и теоретических оценок. По данным, полученным в начальный период загрязнения, можно рассчитать значения $КН^i$ для поверхностных слоев почвы, после чего по данным о свойствах почвы на разных глубинах получить оценки $КН^i$ для нижележащих слоев.

Пример расчета динамики концентрации ^{137}Cs в лесных грибах

Для проверки формул (10) и (11) был получен прогноз динамики концентрации ^{137}Cs в грибах в 1986 - 1998 гг. в Белорусском секторе территории, загрязненной в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Выбор района обусловлен тем, что для него имеются все необходимые данные для оценки параметров формул (10) и (11), а для периода с 1989 по 1998 гг. опубликованы экспериментально измеренные значения КП [23], с которыми можно сравнить результаты расчета.

Расчет проводился для дух видов грибов: *Xerocomus badius* (польский гриб) и *Boletus edulis* (белый гриб). Прогноз динамики вертикального распределения и форм нахождения ^{137}Cs в подстилке и почве осуществлялся с помощью простой камерной модели, аналогичной описанной в работе [24]. В модели рассматриваются 4 слоя, соответствующие генетическим горизонтам A_oL, A_oF, A_oH и A_1, в каждом из которых радионуклид находится в обменной и необменной формах. Переход радионуклида из обменной формы в необменную и обратно описывается кинетическими уравнениями первого порядка с константами скорости, которые оценивались по данным о формах нахождения ^{137}Cs в лесных почвах Украинского и Белорусского Полесья [5, 25]. Было принято, что в горизонтах A_oL, A_oF, A_oH равновесное содержание обменной формы ^{137}Cs составляет 15%, а в горизонте A_1 - 5%. Переход радионуклида из слоя в слой также описывался кинетическими уравнениями первого порядка. Константы скорости подбирались таким образом, чтобы оптимально описывать приведенные в работе [23] экспериментальные профили ^{137}Cs в преобладающих в данном районе дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах.

Как было показано, мицелий *Xerocomus badius* достаточно равномерно распределен по всей подстилке, в то время как мицелий *Boletus edulis* сосредоточен в основном в горизонте A_1 [26]. Основываясь на этих данных, мы считали, что у *Xerocomus badius* в слое A_oL находится 20% мицелия ($M_1 = 0.2$), в слое A_oF - 30% ($M_2 = 0.3$), в слое A_oH - 50% ($M_3 = 0.5$), а в горизонт A_1 мицелий этого гриба не проникает ($M_4 = 0$). Для *Boletus edulis* принималось $M_1 = M_2 = 0$; $M_3 = 0.1$; $M_4 = 0.9$. Масса слоя, в котором находится мицелий (ρ_s) считалась равной 3 кг/м^2 для *Xerocomus badius* и 40 кг/м^2 для *Boletus edulis* [27, 28]. Значения $КН_i$ рассчитывали по формуле (13). Коэффициент дискриминации μ считался равным 1 [6]. Среднее содержание обменного калия и органического вещества в подстилке и горизонте A_1 дерново-подзолистых почв в загрязненных лесах Белоруссии оценивалось по данным, приведенным в работе [16]. Было принято, что содержания обменного калия в слоях A_oL, A_oF, A_oH и A_1 составляет 150, 100, 50 и 30 мг/кг соответственно. Значения $K_c^{eff,i}$, оцененные по его зависимости от содержания органического вещества в почве [22] для этих слоев равны 4, 6, 8 и 10 соответственно. Содержание калия в грибах обоих видов принималось равным 3 г/кг сырого веса [29 - 31]. Результаты модельного расчета содержания и форм нахождения ^{137}Cs в слоях подстилки почвы и полученные оценки значений M_i, $[K]_{ex}^i$, $K_c^{eff,i}$, μ, ρ_s, $[K]_m$, использовались для расчета КП как функции времени по формулам (10) и (11). Рассчитанные и измеренные значения КП в 1989 - 1998 гг. приведены в табл. 1. Видно, что результаты

Таблица 1

Расчетные и измеренные значения КП в 1990-1998 гг. в загрязненных районах Белоруссии

Год	Коэффициент перехода (Бк/кг сырого веса)/(кБк/м^2)			
	Польский гриб		Белый гриб	
	Расчет	Измерение [23]	Расчет	Измерение [23]
1989	197	180.1	20.0	11.0
1990	176	215.5	21.3	18.2
1991	156	150.3	21.6	21.8
1993	120	113.6	20.1	25.1
1994	104	75.0	18.8	18.8
1995	89.4	57.0	17.3	10.5
1996	76.4	94.0	15.8	13.9
1997	56.7	131.6	13.3	8.9
1998	47.8	77.0	12.0	14.1

расчета достаточно хорошо отражают экспериментальную динамику изменения накопления ^{137}Cs в грибах. Более того, рассчитанные абсолютные значения КП также вполне удовлетворительно согласуются с измеренными, принимая во внимание естественную изменчивость последних.

Заключение

Получена формула для расчета коэффициента накопления радиоцезия растениями и грибами при вертикальной неоднородности свойств почвы и распределения радионуклида. В совокупности с существующими методами оценки коэффициента накопления радионуклидов по свойствам почвы и моделями вертикальной миграции радионуклидов предложенный метод позволяет прогнозировать многолетнюю динамику их концентрации в луговых и лесных растениях и грибах. Результаты расчета динамики концентрации ^{137}Cs в двух видах грибов находятся в хорошем согласии с опубликованными экспериментальными данными. Это свидетельствует о том, что сделанные при выводе формулы (10) предположения являются достаточно обоснованными.

Литература

1. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environment. IAEA Technical Repors Series, Vienna, Austria, 1994, No 364, 74p.
2. Коноплев А.В. Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе "почва-вода". Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. - Обнинск, 1998. - 48 с.
3. Кашпаров В.А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. - Обнинск, 2000. - 48 с.
4. Fesenko S., Spiridonov S., Avila R. Modelling of ^{137}Cs behaviour in forest food chain. In: Linkov I., Schell W.R. (editors), Contaminated forests. NATO Science Series, vol. 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1999, , pp. 239-247.
5. Konoplev, A.V., Bulgakov, A., Popov, V.E., Avila, R., Drissner, J., Klemt, E. I.V., Miller, R., Zibold, G., Johanson, K.J., Konopleva, I. Nikolova, I. (1998). Modelling Radiocaesium Bioavailability in Forest Soils. Ibid., pp. 217-230.
6. А.А. Булгаков, А.В. Коноплев, Р. Авила. Оценка накопления ^{137}Cs в лесных грибах по свойствам почвы. Радиационная биология. Радиоэкология. (В печати).
7. Bruk G.J., Shutov V.N.,Travnikova I.G. et al. The role of forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the chernobyl accident. In: Linkov I., Schell W.R. (editors), Contaminated forests. NATO Science Series, vol. 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1999, vol. 58, pp. 343-352.
8. Avila R., Moberg L., Hubbard L. Modelling of radionuclide migration in forest ecosystems. A literature review. Sweedish Radiation Protection Institute Report 98:07, Stockholm, 1988, 36 p.
9. Prister B.S., Belli M., Sanzharova N.I. et al.Behaviour of radionuclides in meadiws including countermeasure application. In: Karaouglou A., Desmet G., G.N.Kelly, and Menzel H.G. (editors). The radiological consequences of the Chernobyl accident. Proceedings of the first international conference, Minsk, Belarus, 18-22 March 1996, Luxemburg 1996, pp. 59-68.
10. Якушев Б.И., Матусов Г.Д., Сак М.М., Кузмич О.Т. Закономерности поглощения радионуклидов растениями в природно - растительных комплексах зон радиоактивного загрязнения. В сб.: 3 Съезд по радиационным исследованиям "Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность"., Москва, 14-17 окт. 1997: Тезисы докладов. Т.3. - Пущино 1997. - С. 240.
11. Гродзинский А.М., Гродзинский Д.М. Краткий справочник по физиологии растений. – Киев: Наукова думка, 1972. - 592 с.
12. Соколик А.И., Демко Г.Г., Горобченко Н.Е., Юрин В.М. Основные механизмы поступления ^{137}Cs в корневую систему растений. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. - т. 37, вып. 5. - С. 787-795.
13. Тюрюканов А.Н., Абатуров Ю.Д., Летов А.Н. Экспериментальное изучение роли корневых систем растений в миграции радионуклидов. В сб.: Методы изучения продуктивности корневых систем и органов ризосферы. - Л.: Наука, 1968. - С. 222-225.
14. Олсон Дж. С. Распределение корней и перемещение в них радиоцезия в мезофильном лесу в Теннесси. В сб.: Методы изучения продуктивности корневых систем и органов ризосферы. – Л.: Наука, 1968. - С. 143-149.
15. Огородников Б.И. Исследование экстракции радиоактивных веществ - продуктов аварии на IV блоке ЧАЭС из грибов в воду. // Научно-технический реферативный сборник. Серия Охрана окружающей среды, вопросы экологии и контроль качества продукции. – М.: НИИТЭХИМ, 1992. - N 9. - С. 12-19.

16. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – С. 521.
17. Основи лісової радіоекології. – Київ: В-во "Ярмарок", 1999. – 253 с.
18. Гулякн И.В., Юдинцева Е.В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. - М.: Госатомиздат, 1962. – С. 276.
19. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
20. Алексахин Р.М., Тихомиров Ф.А. Миграция стабильных и радиоактивных изотопов щелочных и щелочноземельных элементов в почвенно-растительном покрове. В сб. Труды X Международного конгресса почвоведов. – М.: Наука, 1974. - Т. IV. - С. 187-193.
21. Barber S. A., Elgawhary S.M. Plant nutrient absorption from three sources in soil. Там же. - С. 217-223.
22. Коноплев А.В., Булгаков А.А. Обменный коэффициент распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-вода. // Атомная энергия. – 2000. - 88, № 2. - С. 152-158.
23. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др. // Лес.Человек.Чернобыль. - Гомель, 1999. – С.454.
24. Коноплев А.В., Голубенков А.А. Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почве (по результатам ядерной аварии). // Метеорология и гидрология. - 1991, № 10. - С.62-68.
25. Давыдов Н.Н., Подкур П.П., Савущик Н.П., Циганков Н.Я. Формы нахождения радионуклидов в лесных почвах киевского Полесья. В сб.: Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. Выпуск 5. – Житомир: Волынь, 1998. - С. 29-35.
26. Ruhm W., Kammerer L., Hiersche L. et al. The $^{137}Cs/^{134}Cs$ ratio in fungi as an indicator of the major mycelium locationn in forest soil. J. Environ. Radioactivity, 1997, vol. 35. - P. 129-148.
27. Семечкина М. Г. Структура фитомассы сосняков. – Новосибирск: Наука, 1978. – 168 с.
28. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартиновия Б.С. и др. // Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС). – Минск: Навука и тэхніка, 1995. – 582 с.
29. Guillitte O., Fraiture A., Lambinon J. // Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (editors). Proc. of the workshop "The transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments". London-New York, Elsevier, 1990. - P. 468-476.
30. Pietrzak-Flis Z., Radvan I., Rosiak L., Wirth E. // The Science of the Total Environment. – 1996. - vol. 186. - P. 243-250.
31. Strandberg M. Radiocaesium in a Danish pine forest ecosystems. The Science of the Total Environment. – 1994. vol. 157. - P. 125-132.

А.А. Булгаков[1], А.В. Коноплев[1], Р. Авила[2]

Моделирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями и грибами при различном вертикальном распределении радионуклида в почве.

[1]НПО "Тайфун", Обнинск, Россия
[2]Шведский институт радиационной защиты, Стокгольм, Швеция

Предложен метод расчета коэффициента накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями и грибами как функции распределения радионуклида и свойств почвы внутри корнеобитаемого слоя (слое обитания мицелия). Метод необходим для прогнозирования долговременной динамики содержания радиоцезия в луговых и лесных растениях и грибах.

A.A.Bulgakov[1], A.V. Konoplev[1], R. Avila[2]

Modelling ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by plants and mushrooms from soils with different depth distribution of radionuclide

[1]SPA 'Typhoon'Obninsk, Russia
[2]Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden,

A method of calculation of ^{137}Cs and ^{90}Sr concentration ratio in plants and mushrooms as a function radionuclide and soil properties distribution within the root (myzelium) zone is presented. The metod allows to predict long-term dynamics of radiocaesium content in field and forest plants and mushrooms.

M. B. Oncsik
Irrigation Research Institute
Szarvas, Hungary

Determination of transfer factors strontium and cesium in field experiments

Summary

The radioisotope uptake of potato and culinary dry bean was studied in field experiments on meadow soil enriched with vermiculite and humanite by artificial soil contamination.The isotope uptake from the soil was characterised by a transfer factor (TF).Based on the results of the potato experiment it was found that the TF value characterising the ^{134}Cs contamination of the crop, changed between 1.31 - $0.77*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$ on high humus content soil (treated with humanite) and on soil treated with vermiculite, while it was 22-45 % higher in plants grown on the radioactive control plots. It was $1.69*10^{-4} m^2$ (kg dry matter)$^{-1}$ in average.

The TF values of ^{85}Sr uptake of potato are several times higher than those of experiments treated by isotope ^{134}Cs. The TF values fluctuated between $5.30-7.33*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$ in soils treated with the additives, while on the plots with radioactive contamination it was $8.42*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$. Based on the results of ^{134}Cs studies of edible part of dry bean, it could be stated that after the soil contamination the TF value was $0.99*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$ in average. According to the activity results of the experiments there was significant difference between the contamination of the plant parts.

Introduction

Soil has a buffer function in emergence of radioactive contamination i.e. it fixes active materials from air and rain water or active materials deposited on the soil by surface waters. Afterwards it incorporates the radioactive materials to the biological turnover of elements by its living organisms. Soil has a basic role in formation of level of some radioactive elements, e.g. the strontium and the caesium, in the later stages of the chain process (plant - animal - human being) because the contamination level of soil is the main factor which determines the contamination of elements of the biological chain (Prister et al., 1991). Naturally the radioactive contamination of the soil affects the plants, animals and human beings living in the given area directly as the radioactive isotopes accumulated in the soil, cause direct radiation exposure (Wright et al., 1998).

Mechanic structure of soils, their chemical composition and applied methods of agrochemistry and agrotechnique influence the radioactive contamination of different soils decisively (Sadalko et al., 1995). The radioactive materials falling on the soil surface are fixed differently depending on mechanical structure of the soil. In light structure soils the inwash of radioactive materials into the deeper layers is relatively rapid. The amount of radioactive material absorbed by plants from the soil is influenced by the chemical composition of soil as well. The quantity of stable components chemically similar to the given radioactive material is also a decisive factor, which may assist the decrease of plants' uptake of active materials through the use of different agrotechnical methods (e.g. the liming of soil). But this effect may also be adverse as it is well-known that the large scale use of phosphorus fertilisers increases the concentration of natural origin radioactive isotopes considerably.

The ^{137}Cs uptake of plants from the soil may be moderated by use of large doses of potassium (Oncsik,1998).The plant uptake of radioactive isotopes from the soil causing radioactive contamination is influenced by the used fertilisers as well. The nitrogen fertilisers affect the uptake of radiocaesium while the ammonium ions help the uptake of ^{137}Cs from the soil to the plants.

Besides the different agrotechnical and agrochemical processes applied in the agriculture, the amount and variety of plants produced on the given area also have an influence on the radioactivity and radioactive contamination of soil. The spatial motion of radioactive materials in the soil are affected by the plants by such a way that they have an influence on horizontal and vertical motion of water soluble soil components - as the plants have important role in evaporation of water. On the other hand the plants absorb and deliver, and by this way rearrange the radioactive materials of the soil through their roots. E.g. the roots of big trees are 5-7 m deep, those of fruit trees, grapes and alfalfa are 3-4 m deep, the roots of sugar beet, red clover, hemp and maize are 2-3 m deep, those of crops, rape, pea, bean, potato, vegetables and flax are only 1-2 m deep while the roots of grasses, onion and lettuce don't reach one meter deepness (Davydchuk and Arapis, 1995).

As a result of different absorption of radionuclides of soil, more exactly the selective ion uptake of plants, the ratios of radioactive contamination of soil, i.e. the relative concentration of radionuclides, may be very different from the contamination ratios developing in the plants as a consequence of ion uptake from the soil. (Todorovic et al.,1998).

Materials and methods

The radioisotope uptake of potato (variety: Desiree) and culinary dry bean (variety: Békési fehér) was examined in the Radiology Garden of Irrigation Research Institute after an artificial soil contamination.For the purposes of the experiments, the soil was contaminated by 2.3125 - 9.25 MBq of ^{85}Sr and ^{134}Cs in water solution equal to 10 mm precipitation.The harvest of the crop was carried out at harvest time, then the radioactivity of each plant part was determined separately.

The soil-plant transfer factors were determined on the basis of radioactive contamination of crop components.

The isotope uptake of plants from the soil was characterised by the transfer factor which was calculated by the following formula:

$$TF = \frac{\text{Specific activity of plant sample (Bq/kg of dry matter)}}{\text{Radioactive contamination on the soil surface (Bq/m}^2\text{)}}$$

The isotope uptake of plants can be calculated on the basis of the so-called accumulation coefficient according to the following equation:

$$K_F = \frac{\text{Specific activity of plant sample (Bq/kg dry matter)}}{\text{Radioactive contamination of soil (Bq/kg dry matter)}}$$

Results and conclusions

In the potato experiment the radio-isotope uptake of tuber and stem was determined by mixing some different additives to the soil. The plant-soil transfer factor (TF) was calculated by the mentioned equation based on the knowledge of the contamination level.The transfer factors calculated in the experiment with ^{134}Cs contamination are shown in Table 1. It is verifiable from the TF data that the radioactive contamination of potato can be decreased by use of vermiculite and humanite. E.g. in the treatments B/1-B/3 the TF value was between $1.31\text{-}0.95*10^{-4}$ when vermiculite was applied, while in the radioactive control treatment (B/7) the TF value increased to $1.69*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$.It is also visible in Table 1 that the humanite had stronger effect on the radio-activity of potato. The edible part of potato showed much less radio-activity than the above-ground parts of the plant as the activity of the stem was between $22.35\text{-}63.09*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$.

Table 1

Soil-plant transfer factors in a potato experiment

Soil contamination: ^{134}Cs

Treatment №	Additives		Level of contamination ^{134}Cs MBq/m^2	Transfer factor m^2 (kg dry matter)$^{-1}$x10^{-4}	
	name	quantity		tuber	stem
B/1	vermiculite	250	4.625	1.31	56.73
B/2	vermiculite	500	4.625	1.15	55.04
B/3	vermiculite	750	4.625	0.95	53.17
B/4	humanite	750	4.625	1.12	31.95
B/5	humanite	1500	4.625	1.04	27.24
B/6	humanite	2250	4.625	0.77	22.35
B/7	**Rad. cont.**	–	**4.625**	**1.69**	63.09

The data on the uptake of Sr isotope by potato are shown in Table 2. Based on the results of the experiment it can be stated that the tuber of potato has a transfer factor of $5.30\text{-}7.33*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$ after the ^{85}Sr contamination of soil. The TF value was $8.42*10^{-4}$ in the treatment without additives. The stem of potato was highly contaminated in case of soil contamination and the transfer factors were much higher. Thus in the radio-active control treatment the TF was $197.82*10^{-4}$ m^2 (kg dry matter)$^{-1}$ in average. Among the examined isotopes the transfer factors for the Sr isotope were much higher than the TF values for the Cs isotope. It means that the Sr contamination of the crop was higher in each treatment than the uptake of Cs isotope.

Table 2

Soil-plant transfer factors in a potato experiment

Soil contamination: ^{85}Sr

Treatment №	Additives		Level of contamination ^{85}Sr MBq/m^2	Transfer factor m^2 (kg dry matter)$^{-1}$x10^{-4}	
	name	quantity		tuber	stem
B/1	vermiculite	250	4.625	7.33	186.53
B/2	vermiculite	500	4.625	6.08	154.04
B/3	vermiculite	750	4.625	5.53	116.64
B/4	humanite	750	4.625	6.74	174.88
B/5	humanite	1500	4.625	5.71	135.90
B/6	humanite	2250	4.625	5.30	108.78
B/7	**Rad. cont.**	-	**4.625**	**8.42**	**197.82**

Table 3 shows the TF values got in the culinary bean experiment. In this experiment the effects of different contamination levels to the radio-activity of crop components were studied.As it is demonstrated by the Table 3, the transfer factor of ^{134}Cs isotope in the crop of dry bean have changed only very slightly depending on the level of soil contamination.But there was significant difference among the plant parts. The highest radioactivity was shown by the stem of bean and the TF values were also the highest in these parts with a value of 4.13-5.23*10^{-4} m^2 (kg dry matter)$^{-1}$.

Table 3

Soil-plant transfer factors in a culinary bean experiment

Soil contamination: ^{134}Cs

Treatment №	Contaminat. MBq/m^2 ^{134}Cs	Transfer factor m^2 (kg dry matter)$^{-1}$x10^{-4}			
		seed	pod	stem	leave
B/1	2.3125	0.99	2.77	4.54	2.68
B/2	4.6250	0.97	2.94	5.23	2.40
B/3	6.9375	0.91	3.03	4.13	2.45
B/4	9.2500	0.93	2.86	4.27	2.32

References

1. Davydchuk, V., Arapis, G. 1995: Evaluation of ^{137}Cs in Chernobyl landscapes: mapping surface migration balance as background for application of rehabilitation technologies. Journal of Radioecology 3, 1995(1), P. 7-13.
2. Oncsik, B., M. 1998: ^{134}Cs uptake by plants from soil applying different absorbents. Abstr. 79.p. XXVIII. ESNA Conf. Brno.
3. Prister, B. S., Astsheva, N. P., Perepeljatnikova, L. V., Sobolev, A., S. 1991: Regularities of Cs and Sr transfer through the chain „ Soil-plant-animal" on the territory of Ukraine, contaminated after Chernobyl NPP accident. Report. Institute of Agriculture. Kiev, Chabany.
4. Sadalko, J., Arapis, G., Davydchuk, V. 1995: Migration velocity of Cs in the soils of Chernobyl area. Journal of Radioecolgy. 3 – 1995(2), P. 7-13.
5. Todorovic, D., Popovic, D., Radenkovic, M., Djuric, G. 1998: Transfer of ^{137}Cs from soil to plants in different types of soils. Abstr. 86.p.XXVIII. ESNA Conf. Brno.
6. Wright, S. M., Howard, B. J.,.Barnett, C. L., Stevens, P., Absalom, J. P. 1998: Development of an approach to estimating mid- to long term critical loads for radiocaesium contamination of cow milk in western Europe. Framework Programme 1994-1998 of the European Atomic Energy Community. Report. Institute of Terrestrial Ecology.

М.Б. Онсик

Определение коэффициентов перехода стронция и цезия в полевых экспериментах

Институт ирригации, Жарвас, Венгрия

Изучено накопление ^{134}Cs и ^{85}Sr бобами и картофелем на луговых почвах с искусственным радиоактивным загрязнением, обогащенных вермикулитом и хуманитом. Выявлено, что для ^{137}Cs величина КП для урожая составляет 1,31 – 0,77 $^{x}10^{-4}$ $м^2кг^{-1}$ на почвах с высоким содержанием гумуса, в то время, как на контрольных площадках КП были на 22 – 45% выше.

Величина КП для ^{85}Sr в несколько раз выше, чем для ^{134}Cs и колеблется в пределах 5,30 – 7,33$^{x}10^{4}м^2кг^{-1}$ на обогащенных добавками почвах, в то время, как без них КП составляет 8,42 $^{x}10^{-4}$ $м^2кг^{-1}$.

Сделан вывод о различии в накоплении радиоизотопов в различных частях растений.

М.Б.Онсік

Визначення коефіцієнтів переходу стронцію та цезію в польових експериментах

Інститут ірігації, Жарвас, Угорщина

Вивчено накопичення ^{134}Cs та ^{85}Sr бобами та картоплею на лучних грунтах, збагачених вермикулітом та хуманітом, при штучному забрудненні радіонуклідами. Виявлено, що для ^{134}Cs величина КП для урожаю складає 1,31-0,77·$10^{-4}м^2·кг^{-1}$ на грунтах з високим вмістом гумусу, в той час, як на контрольних ділянках величини КП були на 22-45% вищими.

Величина КП для ^{85}Sr в кілька разів вища, ніж для ^{134}Cs, і коливається в межах 5,30 - 7,33·$10^{4}м^2·кг^{1}$ на збагачених добавками грунтах, в той час, як без них КП дорівнює 8,42·$10^{-4}м^2·кг^{-1}$.

Зроблений висновок про наявність відмінностей у накопиченні радіоізотопів в різних частинах рослин.

Ткачук В.І.
кандидат сільськогосподарських наук
ДЛГО "Житомирліс"
Холод М.М.
зав. лабораторією радіології лісу
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Радіаційне забруднення ^{137}Cs недеревної продукції лісів в місцях заготівлі грибів, ягід та випасу приватної худоби навколо населених пунктів Житомирщини

Вступ

Аварія на Чорнобильській АЕС вважається найбільшою екологічною катастрофою XX століття, адже внаслідок радіоактивного викиду виявилися забрудненими великі території України, Білорусії і Росії та в значно меншій мірі - території інших європейських країн [10]. До складу згаданих територій входять різні екосистеми. Але найбільшого радіоактивного забруднення зазнали лісові насадження, які виконали природну функцію своєрідного фільтра. В результаті акумуляції значної кількості радіонуклідів у них спостерігається більш високий рівень радіоактивного забруднення грунту та фітомаси в порівнянні з іншими екосистемами. В середньому рівень забруднення радіонуклідами лісів в 1,5-2 рази вище рівня забруднення територій, які межують з ними.

В період з 1986 по 1988 рр. на забрудненій території проводилися дослідження з метою визначення географічних маштабів та рівня її забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи. Так, на території України площі сільськогосподарських угідь із щільністю забруднення грунту ^{137}Cs до 5,0 Кі/км^2 складають понад 3316 тис.га, від 5,0 до 15,0 Кі/км^2 - 235,5 тис.га, 15,0 - 40,0 Кі/км^2 - 74 тис.га і території із щільністю забруднення більше 40,0 Кі/км^2 займають площу понад 68 тис.га [4, 10].

Найбільша частка радіаційно забруднених територій України припадає на Українське Полісся, де зосереджено близько 40% лісів країни [4, 8]. Забруднення цього регіону сформувалося головним чином протягом перших днів аварії 4 енергоблоку ЧАЕС і має назву західного сліду аварійних викидів. Його радіонуклідний склад нині характеризується переважанням ^{137}Cs, до того ж, за рахунок розпаду короткоживучих радіоізотопів ^{134}Cs та ^{106}Ru, внесок ^{137}Cs в забруднення з часом збільшується. Дана територія відзначається досить значною мозаїчністю забруднення грунту радіонуклідами, тому показники щільностей варіюють від <1,0 до >40,0 Кі/км^2 [2].

Згідно із Законом України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" території, на яких щільність забруднення грунту радіоцезієм складає понад 1 Кі/км^2, відносяться до постраждалих внаслідок аварії. Такі лісовкриті площі в Житомирській області займають 60,1% від загальної площі держлісфонду [5]. Радіобіоекологічні дослідження, які проводяться на цих територіях, вказують на сталу радіологічну ситуацію в лісових ценозах області, яка визначається двома основними факторами: по-перше - вмістом радіонуклідів у грунті і, по-друге, - рівнем радіоактивного забруднення біоти.

Використання місцевим населенням у їжу продуктів лісу (ягоди, гриби), випасання худоби та заготівля кормових рослин на територіях лук і заплав поблизу лісових насаджень, а також, безпосередньо /на лісових сінокосах/ вносять певну частку в дозу внутрішнього опромінення. Доведено, що недеревна продукція лісових екосистем є найбільш критичною з радіобіологічного погляду [5]. Це обумовлює міграцією радіонуклідів по трофічних ланцюжках із лісу до людини [5, 6]. За даними різних дослідників [1, 5, 7], внесок лісового фактору у формування дози внутрішнього опромінення складає від 30 до 60% і в значній мірі залежить від складу традиційного раціону харчування населення, від кількості продуктивних лісових площ навколо конкретного населеного пункту, тобто від наявності місць зростання дикорослих ягід, грибів і кормових рослин, їх урожайності та рівня забруднення радіонуклідами. І якщо в перші 10 років післяаварійного періоду місцеве населення забруднених територій якось обмежувало свій раціон від вживання лісових ягід та грибів, то сьогодні збір "дарів лісу" залежить від їх наявності в прилеглих лісових масивах.

Методика проведення радіоекологічного моніторингу

Завдання радіоекологічного моніторингу полягали у визначенні для кожного конкретного населеного пункту переліку об'єктів досліджень (дикорослі ягоди, гриби), що найбільш широко вживаються в їжу місцевим населенням; середньої величини питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у об'єктах досліджень; залежності даного показника від величини щільності забруднення грунту в основних лісорослинних умовах на даних площах і в місцях їх найбільшого поширення.

Об'єктами досліджень стали дикорослі ягоди (чорниця, журавлина, брусниця, ожина, малина, буяхи, суниця), їстівні гриби (білі гриби, підосичники, лисички, маслюки, опеньки, моховики, польські гриби, сироїжки та ін.), кормові трави лісових неполіпшених сінокосів. Перелік видів, які вивчалися, встановлювався конкретно для кожного населеного пункту з урахуванням фізико-географічних умов, екологічних характеристик прилеглих до населеного пункту лісів, поширення навколо села конкретних ягідних рослин і грибів. Перевага надавалася найбільш поширеним видам, які частіше використовуються місцевим населенням: з ягід - це чорниця, а з грибів - лисички. Основними параметрами, які підлягали визначенню в процесі радіоекологічного моніторингу, були: щільність забруднення грунту радіоцезієм та стронцієм-90 і питома активність радіоцезію та радіостронцію в об'єктах вивчення.

Попереднє визначення об'єктів досліджень проводилося до виїзду на польові роботи шляхом вивчення картографічного матеріалу (схем лісонасаджень, лісотипологічних схем, схем радіоактивного забруднення лісів, планів розміщення недеревної продукції лісу), таксаційних описів та проектів організації і розвитку держлісгоспів. Уточнення визначених об'єктів проводилося при виїзді на місцевість.

Один зразок відбирався з мінімально-допустимої площі, яка б забезпечувала можливість та коректність проведення γ-спектрометричного аналізу на вміст радіоцезію та β-спектрометричного і радіохімічного - на вміст стронцію-90. При еталонуванні спектрометричної апаратури на той чи інший об'єм, маса зразка повинна була задовольняти можливість проведення досліджень. У випадку низького врожаю ягід і грибів зразок готувався з площі таксаційного виділу. Зразок грунту відбирався у межах площі, на якій збирався зразок сіна, методом конверта.

Відібрані зразки транспортувалися у випробувальну лабораторію для проведення спектрометричних і радіохімічних досліджень. Перед початком цих робіт зразки висушувалися до повітряно-сухого стану і подрібнювалися. Спектрометричні та радіохімічні аналізи проводилися на еталонованих приладах вітчизняного та закордонного виробництва за загальноприйнятими методиками. При проведенні спектрометричних досліджень кожний десятий зразок повторно готувався і аналізувався. У випадку наявності похибки понад 30% проводилася додаткова повірка приладів та повторний аналіз зразків, які були вимірані до попереднього контролю.

Об'єкти дослідження

З 1994 по 1999 рік на територіях держлісфонду України силами підприємств та організацій, підпорядкованих Держкомлісгоспу України, проводились широкомасштабні дослідження вмісту ^{137}Cs в побічній продукції лісового господарства. Головною метою моніторингу було визначення радіоактивного забруднення дикорослих ягід, грибів, лісових кормових рослин в місцях їх збору та заготівель, поблизу населених пунктів на забруднених радіонуклідами територіях. Виконання цих досліджень по Житомирській області було покладено на Поліську агролісомеліоративну науково-дослідну станцію.

В перші роки (1994-1996 рр.), роботи по уточненню радіаційної обстановки навколо населених пунктів були проведені на територіях північних та північно-східних районів області - Ємільчинського, Коростенського, Лугинського, Малинського, Народицького, Новоград-Волинського, Володар-Волинського, Овруцького і Олевського. Території згаданих районів характеризуються значною лісистістю, заболоченістю, різнотипністю лісорослинних умов та суттєвою мозаїчністю радіоактивного забруднення.

Для району досліджень характерні соснові ліси бореального типу на бідних, кислих, піщаних та супіщаних дерново-слабо- та середньопідзолистих грунтах, які у зниженнях змінюються торф'янистими. Завдяки таким фізико-географічним умовам, обстежені райони відзначаються значними запасами дикорослих лісових ягід та грибів, а також наявністю лісових неполіпшених пасовищ та сінокосів. Різноманітний видовий склад, великі площі зростання створюють сприятливі умови для збору та заготівлі ягід, грибів і сіна, обумовлюють значну інтенсивність переходу ^{137}Cs по харчових ланцюжках із грунту лісів до організму людини.

З метою отримання уявлення про картину радіоактивного забруднення побічної продукції лісового господарства на території Житомирської області кожен адміністративний район розглядається окремо.

Лугинський район

Цей адміністративний район Житомирської області розташований в її центральній частині. Він є одним із найбільш потерпілих районів від радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Лісові масиви Лугинського держлісгоспу мають значну неоднорідність радіоактивного забруднення ^{137}Cs лісових грунтів - від 1,0 Кі/км^2 до 40,0 Кі/км^2. Площі із щільністю забруднення грунту радіоцезієм до 1,0 Кі/км^2 складають 197 га, від 1,1 до 2,0 Кі/км^2 - 8382 га, від 2,1 до 5,0 Кі/км^2 - 13464 га, від 5,1 до 10,0 Кі/км^2 - 5771 га, від 10,1 до 15,0 Кі/км^2 - 1073 га, від 15,1 до 30,0 Кі/км^2 - 1859 га і від 30,1 до 40,0 Кі/км^2 - 284 га [4]. У відповідності з Програмою робіт по додатковому

обстеженню лісових масивів на протязі шести років у межах району були проведені роботи навколо 36 населених пунктів, з яких 4 населених пункти є відселеними: Малахівка, Рудня Жеревці, Рудня Повчанська та Мощаниця. В процесі проведення гамма-спектрометричних аналізів зразків рослинності було визначено максимальну величину питомої активності: у сіні, відібраному на території 120 таксаційного кварталу Радогощанського лісництва Лугинського ДЛГ (с.Діброва) - 20410 Бк/кг; у ягодах чорниці, репрезентуючих с.Повч - 8710 Бк/кг (50 квартал Повчанського лісництва); у грибах свіжих, які представляли смт.Лугини (Лугинське лісництво, 109 квартал) - 27600 Бк/кг. Максимальна щільність забруднення ^{137}Cs (27,5 Кі/км^2) зафіксована на лісовому сінокосі в Повчанському лісництві на території 32 кварталу (с.Повч) під час досліджень у 1998 році і була підтверджена в наступному польовому сезоні (1999 рік).

За період робіт по уточненню радіаційного стану лісових масивів навколо населених пунктів Лугинщини було відібрано 552 зразки дикорослих ягід і грибів, з яких у 331 (60%) вміст ^{137}Cs перевищував ДР-97. Кількість проб кормових рослин з лісових сінокосів і грунту сягає 608 шт. з середнім вмістом радіоцезію в рослинності - 2500 Бк/кг. В таблиці 1 наведені середні значення питомої активності, які були визначені в процесі радіологічних досліджень лісових масивів.

Таблиця 1

Середні значення рівня радіоактивного забруднення побічної продукції лісу та лісових грунтів по роках

Назва зразка	Середня питома активність ^{137}Cs, Бк/кг					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Лугинський район						
Ягоди / гриби	932/—	1134/12812	1225/901	—	1424/1726	727/1972
Сіно	2101	723	1320	2751	8167	2579
Грунт*	2,77	2,88	2,51	4,80	13,22	5,77
Народицький район						
Ягоди / гриби	1949/9109	3495/10123	3638/10294	2481/—	3107/11327	2010/6897
Сіно	650	2683	11402	2470	2627	956
Грунт*	4,5	7,7	8,1	3,70	13,05	6,2
Овруцький район						
Ягоди / гриби	939/9082	101/—	1042/10747	2348/3356	1887/3792	690/8995
Сіно	3159	2104	4429	1515	1610	3159
Грунт*	2,8	2,7	3,0	3,67	5,3	2,1
Олевський район						
Ягоди / гриби	711/28913	346/202	451/1452	—	555/874	931/2795
Сіно	1894	642	869	—	782	2726
Грунт*	1,7	1,2	1,3	—	4,5	2,9
Коростенський район						
Ягоди / гриби	163/—	788/1229	—	—	—	1445/1041
Сіно	1920	707	—	—	—	230
Грунт*	4,5	2,5	—	—	—	3,1
Ємільчинський район						
Ягоди / гриби	477/—	471/—	323/1090	410/546	—	—
Сіно	1521	3275	1161	791	—	—
Грунт*	0,6	0,9	0,9	0,8	—	—

Примітка: *- для грунту наведена щільність забруднення ^{137}Cs в Кі/км^2;
чисельник - ягоди свіжі; знаменник - гриби свіжі.

З даних таблиці видно, що вміст ^{137}Cs в надземній фітомасі та плодових тілах грибів - величина досить стала і за шість років майже не змінилася. Слід зазначити, що територія Лугинського адміністративного району невелика і має незначну щільність населення. Тому із року в рік моніторинг проводився навколо одних і тих населених пунктів, що дає можливість робити обгрунтовані висновки. Отже, перевищення гранично допустимих концентрацій у грибах і ягодах (в 2-50 разів) та високий вміст радіоцезія у сіні є основним джерелом як внутрішнього, так і зовнішнього опромінення місцевого населення.

Народицький район

Найбільш постраждалим /внаслідок аварії на ЧАЕС/ районом Житомирської області є Народицький район. Він розташований у північно-східній частині області і межує із Київською областю та Овруцьким районом Житомирської області. Значні щільності радіоактивного забруднення лісових масивів дозволяють прогнозувати перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs у харчовій продукції лісу, що призводить до додаткового внутрішнього опромінення місцевого населення.

В ході проведення робіт по уточненню радіаційного стану лісових масивів Народицького району було обстежено понад 200 км^2 лісу на території семи лісництв навколо 56 населених пунктів, більшість яких розташовані в зонах бузумовного та гарантованого відселення.

Відбір зразків кормових трав проводився на площах неполіпшених сінокосів із щільністю забруднення грунту ^{137}Cs від 0,63 до 50,0 Кі/км^2. Спектрометричний аналіз зразків сіна виявив максимальний вміст радіоцезію (162930 Бк/кг) у зразку, відібраному на території 76 таксаційного квартала Кліщівського лісництва поблизу с.Любарка, при щільності забруднення грунту ^{137}Cs - 26 Кі/км^2.

Найбільш активними виявилися зразки плодових тіл грибів - від 15000 Бк/кг до 91000 Бк/кг (відібраних біля с.Любарка із 101 кварталу Заліського лісництва). Вміст радіоцезію в ягодах перевищував допустиму концентрацію в 1,5 - 36 разів. Мінімальна питома активність, яка була зафіксована під час проведення радіомоніторингу, належить ягодам горобини чорноплідної, репрезентуючим смт.Народичі (10 квартал, Народицьке лісництво) - до 360 Бк/кг. Що стосується грибів сухих, то тут картина накопичення ^{137}Cs значно гірша в порівнянні із свіжими. Так, мінімальне значення питомої активності радіоцезію у сухих плодових тілах грибів становило 12200 Бк/кг (с.Листвинівка), а максимальне дорівнювало 291000 Бк/кг, що в 116 разів перевищує діючі ДР-97.

За період виконання робіт по додатковому обстеженню лісових масивів навколо населених пунктів Народицького району було відібрано понад 1100 зразків сіна та грунту з лісових сінокосів і 1490 зразків дикорослих ягід і грибів, з яких 85% мають забруднення, що перевищує гранично допустиму концентрацію ^{137}Cs. Зведені дані про середні значення накопичення ізотопів радіоцезію побічною продукцією лісокористування по роках приведені у таблиці 1.

В процесі аналізу результатів моніторингу виявилось, що радіоактивне забруднення плодових тіл грибів в 3 - 4 рази більше, ніж у дикорослих ягід. В середньому ж, перевищення допустимих рівнів вмісту радіоцезію становило: у грибах - в 10-20 разів, у ягодах - в 3-7 разів. Значення питомих активностей зразків сіна варіювало досить суттєво - від 650 до 11400 Бк/кг. Перш за все, це пов'язано із строкатістю радіоактивного забруднення лісових масивів району досліджень, видом кормових рослин та трофністю грунтів. В процесі аналізу отриманих результатів вимірів було встановлено, що коефіцієнти переходу ізотопів цезію із грунту до надземної фітомаси виявилися значно менші очікуваних. На нашу думку, це пояснюється наявністю крупнодисперсних "паливних" частинок, які містять ізотопи цезія, що не можуть поглинатися рослинністю.

Овруцький район

Овруцький район знаходиться у північній частині Житомирської області. Він межує на півночі із Гомельською областю Білорусі, на заході - з Олевським, на сході - з Народицьким, а на півдні - з Лугинським районом і також відноситься до районів Житомирщини, які найбільш потерпіли від аварії на Чорнобильській АЕС. Найбільш забрудненою територією району виявилася східна і північно-східна частини, які межують із Народицьким районом та республікою Білорусь.

Згідно з програмою робіт по додатковому обстеженню лісових масивів у межах Овруцького району роботи проводилися навколо 111 населених пунктів. В період виконання польових робіт було відібрано понад 2130 зразків ягід і грибів та стільки ж зразків грунту та сіна. Отримані результати γ-спектрометричного аналізу досить варіабельні по всіх об'єктах досліджень. Так, за період дослідження середні значення питомої активності ^{137}Cs у свіжих ягодах чорниці знаходились у межах від 690 до 2350 Бк/кг, у сухих ягодах чорниці амплітуда коливання даного показника - від 590 до 26700 Бк/кг. У ягодах буяхів спостерігається дещо менша варіабельність середніх значень вмісту радіоцезію у порівнянні із чорницею - від 150 Бк/кг до 732 Бк/кг. Незначне варіювання середніх значень питомої активності по роках спостережень виявлене у зразках сіна - від 1500 до 4500 Бк/кг. Діапазон щільності забруднення грунту лісових пасовищ і сінокосів по Овруцькому району,становив 2 - 5 Кі/км^2. Максимальне значення (9840 Бк/кг) вмісту радіоцезію було визначене у дикорослих ягодах поблизу села Стопки на території Журбенського лісництва (66 квартал). В порівнянні з ягодами у плодових тілах грибів спостерігається перевищення питомої активності ^{137}Cs в 2 - 10 разів. Враховуючи значимість харчової продукції лісу для місцевого населення, ймовірність отримання додаткової дози внутрішнього опромінення від вживання дикорослих ягід та грибів значно зростає. Зведені дані вмісту ^{137}Cs в рослинних зразках і грунті показані в таблиці 1.

Олевський район

Із поліських районів області він є одим із найбільших за площею та найбільш віддаленим від Чорнобильської АЕС. У межах адміністративного району ведуть свою господарську діяльність Білокоровицький і Олевський держлісгоспи. Для району досліджень характерні зниження рельєфу, де підзолисті грунти переходять у торф'янисті. Такі умови сприятливі для зростання буяхів та журавлини, ягоди яких стали тут основними об'єктами досліджень.

З'ясування радіологічної ситуації проводилось навколо 36 населених пунктів, два з яких підлягають виселенню - Діброва і Рудня Радовельська. Найбільш забрудненою виявилось східна частина району. В Радовельському та Кам'янському лісництвах щільність забруднення грунту лісових сіножатей радіоцезієм перевищувала 12 Кі/км^2. Максимальна активність ^{137}Cs у грибах, яка спостерігалася на території Олевського району, становила 50900 Бк/кг поблизу с.Лопатичі (Кам'янське лісництво, 52 таксаційний квартал). Найменшими накопичувачами ^{137}Cs були ягоди шипшини (7 - 25 Бк/кг) та горобини звичайної - від 40 до 400 Бк/кг. Середні дані вмісту ^{137}Cs у харчових продуктах лісу наведені в таблиці 1.

Якщо порівнювати Олевський район із рештою території Житомирської області, яка підлягала плановому радіологічному моніторингу, то на цій місцевості відзначається максимальне варіювання показників радіаційного забруднення фітомаси. Накопичення ^{137}Cs грибами зафіксовано в межах від 100 Бк/кг до 50000 Бк/кг, а в дикорослих ягодах від 7 до 2000 Бк/кг. Ці показники залежать від виду рослин, щільності забруднення грунту та від умов місцезростання рослин. У журавлини та буяхів, які зростають на зниженнях, середня питома активність радіоцезію майже удвічі більша від активності ягід чорниці. В цілому по району радіологічна обстановка значно краща в порівнянні із згаданими вище районами. Так, щільність забруднення грунту ^{137}Cs знаходиться в межах 1,0-5,0 Кі/км^2. Частка зразків, в яких перевищена допустима концентрація ізотопів цезію, є значно меншим. На протязі шести років на території цього району було відібрано понад 660 зразків харчових продуктів лісу. З них перевищують встановлені нормативи на вміст радіоцезію 40%, що майже вдвічі менше, ніж у Овруцькому та Лугинському районах. За час проведення радіоекологічного моніторингу лісових насаджень Олевського району було відібрано і проаналізовано 640 зразків сіна і грунту. Вміст радіонуклідів у зразках кормових рослин, відібраних на території неполіпшених лісових сінокосів та пасовищ, варіював від 150 до 3000 Бк/кг (таблиця 1).

Найвищою питомою активністю ^{137}Cs відзначаються плодові тіла грибів. У 74% їх зразків концентрація цього радіонукліду перевищує діючі ДР-97. У ягід чорниці та журавлини ця частка у два рази менша. Але при вживанні в їжу як грибів, так і ягід без попередньої технологічної переробки сумарна доза опромінення людини значно збільшується [3].

Коростенський район

Згідно з програмою по уточненню радіаційного стану лісових масивів навколо населених пунктів, додатковому радіологічному обстеженню підлягали лісові екосистеми поблизу 22 населених пунктів. Середні дані радіологічних аналізів зразків, які репрезентують населені пункти Коростенського району, зведені в таблицю 1.

За час досліджень у лісових фітоценозах Коростенського району було відібрано 262 зразки дикорослих ягід та грибів, і 282 зразки сіна та грунту з лісових сінокосів, з яких у 50% вміст ^{137}Cs перевищував гранично допустимі рівні В перший рік радіоекологічного моніторингу на території Коростеньського району (1994 рік) були відібрані зразки дикорослих ягід горобини звичайної, яка виявилася слабким накопичувачем радіонуклідів. Цим пояснюється порівняно невелике середнє значення питомої активності ягід в цілому по району в тому році досліджень. Максимальне радіоактивне забруднення ягід чорниці було зафіксовано біля с. Воронове (Бехівське лісництво, 53 квартал) - 2130 Бк/кг. У грибах свіжих (білий гриб) - 2980 Бк/кг, репрезентуючих с.Барди, яке розташоване також на території цього лісництва (51 квартал). Максимальний вміст ^{137}Cs в кормовій траві (11900 Бк/кг) спостерігався у 40 таксаційному кварталі Бехівського лісництва (с.Кожухівка).

За даними результатів спектрометричних вимірів зразків, відібраних в лісових масивах навколо населених пунктів Коростенського района, відзначається порівняно невисоке радіоактивне забруднення побічної продукції лісу значне забруднення спостерігається на території одного лісництва - Бехівського. Тому при певній технології переробки [3] харчових продуктів лісу та при правильному раціоні годівлі домашньої худоби ризик додаткового внутрішнього опромінення від використання цієї продукції значно знижується.

Ємільчинський район

Рівні радіоактивного забруднення Ємільчинського району значно менші від попередніх районів, і характер даного процесу тут більш рівномірний. Показники щільності забруднення грунту радіоцезієм на даній території варіюють від 0,1 Кі/км^2 до 5,0 Кі/км^2.

В межах району за період радіомоніторингу (1994-1997 рр.) роботи по додатковому обстеженню лісових масивів були проведені навколо 25 сіл, з якими межують лісові масиви Ємільчинського держлісгоспу. Ліси даного держлісгоспу так розподіляються по зонах радіоактивного забруднення [4]: з

величиною щільності забруднення грунту ^{137}Cs до 1,0 Кі/км^2 - 11260га, від 1,0 до 2,0 Кі/км^2 - 28540га і від 2,0 до 5,0 Кі/км^2 - 1170га. Найбільш забруднені площі зосереджені головним чином у Кочичинському, Жужельському та Королівському лісництвах.

Максимальне значення питомої активності ^{137}Cs у ягодах чорниці (1300 Бк/кг) було виявлено поблизу с.Підлуби (Ємільчинське лісництво, 14 квартал). Величина питомої активності ^{137}Cs дикорослих ягідах по району досліджень коливалась від 300 до 450 Бк/кг. Для плодових тіл грибів ці показники в 2-3 рази вищі. Так, максимальний вміст радіоцезію в грибах, відібраних біля с.Кочичино (29 кв. Кочичинського лісництва), становив 4510 Бк/кг, що в 9 разів перевищує діючі ДР-97.

Вивчення інтенсивності радіоактивного забруднення сіна виявило досить значну варіабельність накопичення ^{137}Cs (350 - 6000 Бк/кг) кормовими рослинами на пробних площах при незначній мозаїчності і величині щільності забруднення грунту. Так, максимальне значення питомої активності сіна із лісового сінокоса (Барашівське лісництво, 10 квартал) неподалік від с.Варварівка дорівнювало 5920 Бк/кг, при щільності забруднення грунту - 0,8 Кі/км^2.

З проаналізованих 960 зразків дикорослих ягід у 23% (256 шт.) вміст радіоцезію перевищував граничні рівні вмісту в 1,5-2 рази. Дещо складніша ситуація склалася з грибами. Із 88 зразків - в 41 (47%) спостерігався вміст ^{137}Cs, який перевищував діючі нормативи в 2-9 разів.

На території Новоград-Волинського адміністративного району уточнення радіаційної обстановки лісових масивів проводилось протягом двох польових сезонів (1994-1995 рр.). Дослідження велись у лісах навколо 4 населених пунктів, які розміщені у північній частині району. Ці села розташовані на території Городницького лісогосподарського підприємства. Максимальна щільність забруднення грунту ^{137}Cs на лісових пасовищах та сіножатях становила 3,8 Кі/км^2 поблизу с.Брониця (Броницьке лісництво, 13 квартал). Після гамма-спектрометричних вимірювань 40 зразків кормових рослин та грунту було встановлено, що вміст ^{137}Cs у лісовому сіні коливався від 250 до 2400 Бк/кг. Досить незначний вміст радіоцезію у ягодах чорниці - 175-330 Бк/кг. Інтенсивніше накопичували ^{137}Cs плодові тіла грибів - в середньому від 400 до 2500 Бк/кг. Середнє значення даного показника в плодових тілах грибів по району становило 610 Бк/кг.

З відібраних 36 зразків харчової продукції лісу лише в 6 зразках грибів вміст ^{137}Cs перевищував допустимі рівні в 2-3 рази. Поскільки лісові масиви біля цих населених пунктів вважалися найбільш радіаційно забрудненими по Новоград-Волинському адміністративному районі, то в подальшому проведення щорічного моніторингу було припинене.

Подібна ситуація склалася і в Малинському та Володар-Волинському районах. За час проведення обстежень Малинського району (1994-1995 рр.) найбільша питома активність радіоцезію у зразках кормових рослин становла 851 Бк/кг (Слобідське лісництво, 1 квартал). З харчових "дарів лісу" максимальне значення питомої активності ^{137}Cs (361 Бк/кг) було відзначене в ягодах чорниці, відібраних в тому ж кварталі, що й сіно. Середній вміст радіоцезію у грибах був дещо більшим - 410 Бк/кг. За даними радіологічних досліджень, щільність забруднення грунту радіоцезієм на лісових сіножатях района досліджень варіювала від 2 до 5 Кі/км^2. Низький коефіцієнт переходу цього радіонукліду з грунту до надземної фітомаси, на наш погляд, пояснюється лісорослинними умовами та перевагою "паливних" частинок ^{137}Cs над конденсаційними.

Радіологічні дослідження лісів навколо населених пунктів Володар-Волинського району були проведені в 1996 році біля двох населених пунктів - смт.Іршанська та с.Гути Добринь. Було відібрано та проаналізовано 138 зразків дикорослих ягід та грибів і 124 зразки сіна та грунту. Максимальні значення питомої активності ^{137}Cs, які були визначені в ході аналізів зразків, становили: для ягід - 310 Бк/кг, для грибів - 260 Бк/кг. При середній щільності забруднення грунту до 1,0 Кі/км^2 максимальна величина накопичення ізотопів цезію лісовим сіном дорівнювала 3120 Бк/кг. Площі лісових сіножатей з подібними величинами даного показника зосереджені в Турчинецькому (квартали №№ 17; 18; 21; 79) та Шершнівському (59 квартал) лісництвах.

Висновки

В порядку виконання "Програми по уточненню радіаційного стану в лісових масивах навколо населених пунктів Житомирської області у місцях випасу приватної худоби і збору ягід та грибів" за шість років були проведені дослідницькі роботи навколо 290 населених пунктів, розміщених на території 9 адміністративних районів.

За цей час було відібрано 6246 зразків понад 10 видів дикорослих грибів і ягід та більше 5900 зразків лісового сіна і грунту. Отримані дані спектрометричних аналізів досить варіабельні, а іноді - суперечливі. Це пояснюється складністю проведення робіт у лісових екосистемах (значна мозаїчність радіоактивного забруднення лісів), великою кількістю об'єктів, які необхідно вивчати та великою трудомісткістю проведення таких робіт.

Виявлена тісна позитивна кореляція між дозою внутрішнього опромінення населення і вмістом радіоцезію в грибах навколо населених пунктів [9].

Ще раз підтвердилось, що питома активність грибів при висушуванні збільшується в 10-25 разів, а в дикорослих ягодах в 7-10 (залежно від виду).

На територіях Коростенського, Ємільчинського та Олевського районів перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в дикорослих ягодах та грибах порівняно незначне (рис.1). Тому, при застосуванні перед їх вживанням технологічної переробки можна отримати позитивні результати щодо зменшення вмісту ізотопів цезію. Так, при застосуванні замочування (для грибів), відварювання або розбавлення (для ягід) вміст радіоцезію в кінцевому продукті зменшується на 35-50% від початкового [3].

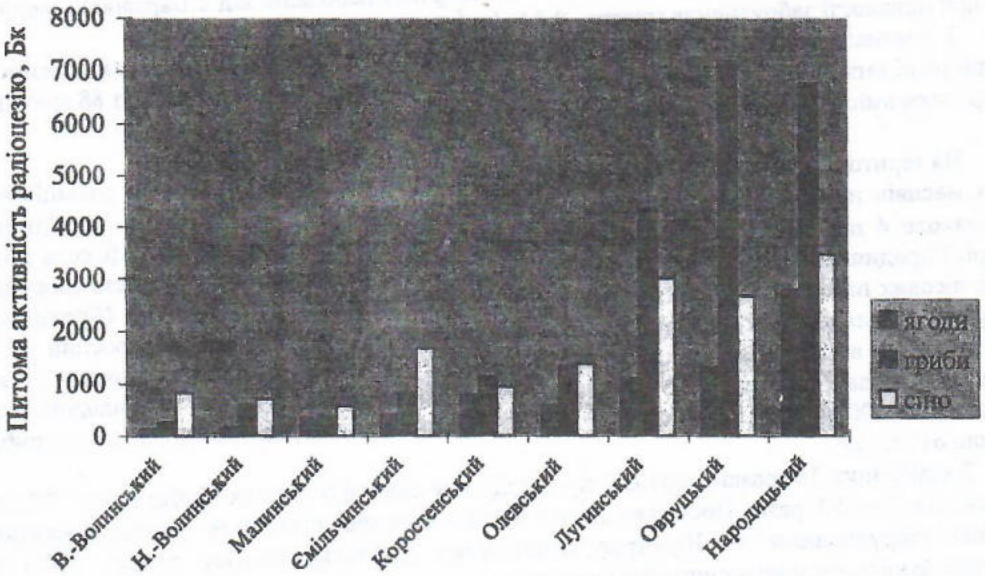


Рис. 1. Середнє радіоактивне забруднення недеревної продукції лісу по районах Житомирської області

Найбільш критична ситуація склалася в Народицькому, Овруцькому та Лугинському районах області. У більшості зразків ягід і грибів вміст ^{137}Cs значно перевищує гранично-допустиму концентрацію (в деяких зразках в 100-120 разів), що може стати причиною отримання значних додаткових доз внутрішнього опромінення населення при вживанні місцевих "дарів лісу" у їжу. Найбільш дійєвим заходом для зменшення дози внутрішнього опромінення населення цього регіону лісовим фактором є повна заборона використання грибів і ягід із радіаційно забруднених територій лісу та обмеження заготівлі сіна на лісових сіножатях.

Література

1. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель формирования внутренней дозы облучения населения от пищевой продукции леса // Чернобиль: Экология и здоровье. - Гомель, Институт механики металлополимерных систем, 1998. - № 1 (5). - С. 11-15.
2. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЕС // Национальный доклад Украины.- Киев: Минчернобыль, 1996. - С. 2-28.
3. Короткова О.З., Шелест З.М., Курбет Т.В. Зниження вмісту ^{137}Cs у харчовій продукції лісу шляхом технологічної переробки. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. /Наукові праці Поліської ЛНДС. - Житомир: Волинь-1999. - Вип. 6. - С. 92-95.
4. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. - Житомир: Волинь, 1998. - С. 9-19.
5. Краснов В.П., Турко В.М., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Курбет Т.В. Вміст ^{137}Cs у недеревній продукції лісів України за даними багаторічного моніторингу в місцях випасу приватної худоби, заготівлі грибів та ягід навколо населених пунктів. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. /Наукові праці Поліської ЛНДС. - Житомир: Волинь, 1999. - Вип. 6. - С. 7-11.
6. Лес и Чернобыль / Ипатьев В., Булавик И.М.,Булко Н.И., Дворник А.М., Жученко Т.А. // Проблемы лесоведения и лесоводства: Научные труды Института леса АНБ. - Гомель, 1993. - Вып. 37. - С. 34-43.

7. Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве // Наука. Чернобыль-97, Науч.-практ. конф. 11-12 февраля 1998г.: Сб. тезисов. - Киев, 1998. - С. 128.
8. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення. Під ред. Калетника М.М., Київ, 1998. - С. 5-8.
9. я Табачный Л.Я., Соломатин Ю.П., Лось И.П. и др. Комплексный радиоэкологический мониторинг на загрязненных территориях в различных ландшафтно-геохимических зонах. // Тез. докл. науч.-практ. конф. "Наука. Чернобыль-96", Киев, 11-12 февраля 1997г. - Киев, 1997. - С. 76.
10. Чернобыльская катастрофа. Под ред. Барьяхтара В.Г. - Киев: Наукова думка, 1995. – 559 с.

Ткачук В.И., Холод Н.Н.

Радиационное загрязнение ^{137}Cs недревесной продукции лесов в местах заготовки грибов, ягод и выпаса личного скота вокруг населенных пунктов Житомирщины

Государственное лесохозяйственное объединение "Житомирлес"; Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

В статье рассмотрено радиоактивное загрязнение ^{137}Cs побочной продукции лесопользования на основании результатов многолетнего радиоэкологического мониторинга лесных экосистем вокруг населенных пунктов девяти административных районов Житомирской области. Указаны фактические максимальные и средние удельные активности ^{137}Cs лесных ягод, плодовых тел грибов, кормовых трав и почвы по каждому району. Определены районы с критическим уровнем радиоактивного загрязнения пищевой продукциии леса, при употреблении которой существенно увеличится доза внутреннего облучения населения, за счет перехода изотопов радиоцезия по трофическим цепочкам из лесного фактора к человеку.

Tkachuk V.I., Kholod M.M.

^{137}Cs radiocontamination of non-wood production in places of harvesting of mushrooms, berries and pasture of private cattle around of inhabited places of Zhitomir region.

State Forestry Unit "Zhitomirles", Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

^{137}Cs radiocontamination of non-wood production of forestry was analyzed on the basis of multi-year radioecological monitoring of forest ecosystems around inhabited places of nine administrative districts of Zhitomir region.

Factual maximum and mean ^{137}Cs specific activities of forest berries, fruit bodies of mushrooms, hay-grasses and soil were reported on each district. Districts with critical level of radiocontamination of forest food production were defined, consumption of non-wood forest production essentially increases internal exposure dose of population by means of transfer of ^{137}Cs along food chains from forests to man.

Дмитренко О.Г.
науковий співробітник
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир
Ейсмонт В.С.
директор
Ємільчинськиий держлісгосп, смт.Ємільчино

Особливості накопичення радіонуклідів у продукції лісового господарства Ємільчинського держлісгоспу

Проведені широкі дослідження з лісової радіоекології дозволили дати попередню відповідь на актуальні питання, які постали перед працівниками лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення [1-3]. Дослідники відзначають динамізм процесів, які спостерігаються у лісових екосистемах, що потребує продовження моніторінгу їх стану. Крім того, зазначається, що практичні завдання лісогосподарської галузі вирішені тільки фрагментарно і потребують подальших досліджень. Особлива увага дослідниками приділяється радіоекології лісових грунтів. Відзначається, що 95 % активності радіоцезію грунту знаходиться у лісовій підстилці та верхньому (до 5 см глибини) найбільш коренезаселеному шарі мінерального грунту. Зроблено висновок про те, що на інтенсивність міграції радіоцезію у грунтово-рослинному покриві суттєво впливають основні агрохімічні характеристики грунтів - багатство та вологість [4-7], тобто в лісівничому розумінні - тип умов місцезростання (едатоп).

На типологічні особливості розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах вказується в багатьох роботах [8, 9]. Загальний висновок дослідників полягає в тому, що інтенсивність накопичення радіонуклідів у тканинах та органах деревних порід збільшується при збідненні трофності та збільшенні вологості грунтів екотопів.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС були радіоактивно забруднені значні площі лісів Ємільчинського держлісгоспу. До зони посиленого радіаційного контролю, де щільність забруднення грунту радіоізотопами становить за ^{137}Cs 1.0-5.0 Кі/км^2, а за ^{90}Sr 0.02-0.15 Кі/км^2, відноситься 39708 га або 77.9 % загальної площі держлісгоспу. Частка площі, де щільність радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs перевищує 1.0 Кі/км^2, найбільша в Кочичинському лісництві (92.2 %), дещо менша в Королівському (88.6 %), Гартівському (82.0 %), Ємільчинському (80.4 %) та Жужельському (79.9 %) лісництвах. В Глумчанському лісництві забруднення дещо менше, і частка таких територій становить 61.5 % від загальної площі. Найменш радіоактивно забрудненою є територія Барашівського лісництва, де до зони посиленого радіологічного контролю відноситься 45.7 % лісових площ. Наявність в держлісгоспі значної частини забруднених ^{137}Cs лісових площ потребує постійного радіологічного контролю лісогосподарської продукції. Користування продуктами лісу на радіоактивно забруднених територіях складає значну загрозу для працівників лісового господарства і місцевого населення, як джерело додаткового зовнішнього і внутрішнього опромінення. Саме тому володіння інформацією щодо радіоактивного забруднення території є вкрай необхідним фактором при оцінці умов для безпечного проведення лісогосподарських робіт по лісовирощуванню та лісокористуванню в держлісгоспі.

За геоботанічним районуванням, територія Ємільчинського держлісгоспу відноситься до зони Центрального Полісся. За характером лісової рослинності в держлісгоспі переважають мішані ліси. Клімат є помірно - континентальним і сприятливим для зростання високопродуктивних насаджень головних лісоутворюючих деревних порід - сосни, дуба, берези, вільхи, осики. Рельєф - рівнинний, із незначними підвищеннями і западинами, де зустрічаються низинні і перехідні болота.

Грунти Ємільчинського держлісгоспу мають значну строкатість. В цілому по держлісгоспу переважають кислі дерново - слабопідзолисті грунти на піщаних і глинисто - піщаних відкладах, а також дерново - середньопідзолисті грунти на супіщаних відкладах. Найбільш розповсюдженими типами умов місцезростання в держлісгоспі є волога грабова судіброва (C_3), площа якої складає близько 28 % від загальної площі земель, вкритих лісом, вологий дубово - сосновий субір (B_3) – 20 %, вологий дубово - сосновий субір із азалією (B_3) – 12 % та сирий дубово - сосновий субір (B_4) – 9 %.

У лісовому фонді переважають насадження сосни звичайної, котрі займають 36.3 % вкритої лісом території. Насадження дуба черешчатого представлені на 18.6 % території, а берези повислої -на 21.6 %. На всі інші деревні породи: ялину європейську, вільху чорну, граб звичайний, осику припадає 24.5 % вкритої лісом території держлісгоспу. Відповідно, найвищі розміри лісосічного користування проводяться по шпильковому господарству. Значно менші вони для м`яколистяного і твердолистяного господарств.

Із супутнього користування у держлісгоспі проводиться сінокосіння і випасання приватної худоби місцевим населенням у лісах і на вигонах (на площі близько 8 тис.га лісових земель). Сінокосіння проводиться на площі 1.2 тис. га. У звязку із значною заболоченістю лісових сінокосів, незначними площами окремих ділянок та недостатнім об`ємом проведених заходів по їх покращенню, урожайність сінокосних угідь є невисокою.

Отже, наявність в держлісгоспі значних площ перезволожених ділянок та переважання бідних трофотопів обумовлюють інтенсивне надходження радіонуклідів до лісової рослинності.

Об'єктом досліджень були лісові екосистеми держлісгопу, територія яких зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Для вивчення інтенсивності міграції радіонуклідів у складові компоненти лісових екосистем та в тканини і органи основних лісоутворюючих порід Ємільчинського держлісгопу було закладено 24 постійні пробні площі (ППП). Всі вони розміщені у насадженнях різного віку і достатньо повно репрезентують лісорослинні умови держлісгоспу. Щільність радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs на дослідних об`єктах - у межах 14-81 кБк/м^2.

Результати досліджень на постійних пробних площах, закладених в Жужельському і Гартівському лісництвах, свідчать про високий вміст радіоцезію в деревині основних лісоутворюючих порід. При цьому спостерігається досить висока варіабельність результатів вимірювань питомої активності ^{137}Cs у зразках. Так, вміст радіоцезію у деревині стовбура із корою сосни звичайної був мінімальним (210 Бк/кг) на ППП 21 (Жужельське лісництво, квартал 20, виділ 9), максимальним – 776 Бк/кг на постійній пробній площі 2 (Гартівське лісництво, квартал 17, виділ 31). Для дуба черешчатого відповідні значення становили 223 Бк/кг (Гартівське лісництво, квартал 16, виділ 21) і 638 Бк/кг (однойменне лісництво, квартал 21, виділ 14); берези повислої – 206 Бк/кг (Жужельське лісництво, квартал 30, виділ 6) і 420 Бк/кг (Гартівське лісництво, квартал 22, виділ 8); осики - 275 Бк/кг (Гартівське лісництво, квартал 23, виділ 1) і 521 Бк/кг (Жужельське лісництво, квартал 71, виділ 9); ялини європейської – 349 Бк/кг (Жужельське лісництво, квартал 26, виділ 27) і 631 Бк/кг (те ж лісництво, квартал 26, виділ 27); вільхи чорної - 257 Бк/кг (Жужельське лісництво, квартал 13, виділ 3) і 578 Бк/кг (Гартівське лісництво, квартал 1, виділ 26).

Із загальної кількості відібраних зразків деревини стовбура перевищення гранично допустимої концентрації ^{137}Cs (740 Бк/кг) відмічено тільки для одного зразка - у деревині з корою сосни звичайної (776 Бк/кг), що складає 105 % від норми.

У найбільших кількостях радіоцезій накопичується в асиміляційному апараті деревних порід - листі та хвої. Так, у зразках хвої, що була відібрана в Жужельському лісництві (квартал 17, виділ 31), вміст радіоцезію в однорічних шпильках становив 4940 Бк/ кг, дворічних - 1160, що відповідно в 6.4 і 1.6 разів більше, ніж у деревині стовбура. Для відібраних однорічних пагонів сосни концентрація ^{137}Cs становила 4440 Бк/кг, а у дворічних – 1440 Бк/кг. На постійній пробній площі 11 (Жужельське лісництво, квартал 36, виділ 10) вміст радіоцезію в олистяних пагонах дуба становив 1130 Бк/кг, у берези – 1860 Бк/кг.

У деревині різних порід, що зростають на постійних пробних площах у межах одного екотопу, спостерігається видова відмінність в інтенсивності накопичення радіоцезію їх тканинами і органами. Для порівняння використовувався відносний показник - коефіцієнт переходу (відношення питомої активності певного зразка дерев (Бк/кг) до щільності забруднення грунту ^{137}Cs). Було виявлено, що даний показник є вищим для осики, ніж для сосни або берези повислої.

Таблиця 1

Середні значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs із грунту в деревину стовбура (м^2 кг$^{-1}$ 10^{-3})

ТУМ	Осика	Ялина європейська	Дуб черешчатий	Береза повисла	Сосна звичайна	Вільха чорна
В2	-	-	-	5.0	8.1	-
В3	9.8	7.2	7.3	7.2	6.4	5.9
С3	9.9	-	8.4	6.9	7.7	8.0

Загалом, досліджувані деревні породи за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs можна рангувати у такий ряд: осика > дуб черешчатий > береза повисла > ялина європейська > сосна звичайна >вільха чорна. Висока інтенсивність накопичення радіоцезію осикою та дубом черешчатим пояснюється тим, що на відтворення одиниці біомаси у них є потреба в значно більшій кількості мікро- та макроелементів. Тому радіоцезій і залучається більш інтенсивно в біологічний кругообіг саме цими деревними породами.

Також встановлено, що для зони посиленого радіаційного контролю (As - від 1.0 до 5.0 Кі/км^2), до якої відноситься значна частина території Ємільчинського держлісгоспу, коефіцієнт переходу радіоцезію із грунту в лісову рослинність є значно вищим (в 2-3 рази), ніж для інших територій. Так, у "Рекомендаціях з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення " наводяться дані про те, що коефіцієнт переходу ^{137}Cs в деревину сосни звичайної для вологих суборових і сугрудкових умов місцезростання становить 1.5 - 2.6. Для інших деревних порід наявна подібна ж ситуація.

Відзначене вище свідчить, що для деревних порід Ємільчинського держлісгоспу ще тривалий час буде спостерігатись тенденція інтенсивного накопичення радіонуклідів в їх тканинах і органах.

В результаті досліджень виявлені також значні відмінності у накопиченні радіоцезію недеревними ресурсами лісу Ємільчинського держлісгоспу. Для відібраних 42 зразків сіна питома активність ^{137}Cs по держлісгоспу в середньому складала 993 Бк/кг. Коефіцієнт переходу радіоцезію у кормову рослинність на землях держлісгоспу становив від 10 до 120. Середня питома активність ^{137}Cs у плодових тілах грибів - 1086 Бк/кг, що у 2.2 рази перевищує гранично допустиму концентрацію згідно із ДР- 97. Загалом, із 67 відібраних зразків перевищення допустимих рівнів радіоцезію було виявлено у 28 зразках, що складає 41.8 %. Отже, як показали дослідження, концентрація радіоцезію у плодових тілах грибів є досить високою та характеризується значною варіабельністю, тому при заготівлі грибів необхідно обов`язково проводити їх радіаційний контроль. У ягодах, що були зібрані у лісових масивах держлісгоспу, вміст радіоцезію у порівнянні з грибами був значно нижчим. Так, із відібраних 75 зразків перевищення гранично допустимої концентрації було виявлено тільки у 4 зразках (5.3 %). Найнижчі величини активності радіоцезію були в ягодах малини (74-79 Бк/кг). В ягодах чорниці, брусниці, буяхів, журавлини вони були вищими у 2-6 разів. Суттєвих міжвидових відмінностей у накопиченні радіоцезію наведеними видами родини брусничних не виявлено.

Для лікарської сировини характерною є висока концентрація радіоцезію. Вміст даного нукліду перевищував гранично допустиму конценрацію у лікарських рослин (600 Бк/кг) у 2 - 6 разів. Всього із 33 відібраних зразків сировини допустимому вмісту радіоцезію вдповідали тільки 3 зразки, а саме материнки звичайної і малини в олистяних пагонах, що становить 6.1 % від загальної кількості зразків. Спостерігаються значні міжвидові відмінності в інтенсивності накопичення радіоцезію лікарськими рослинами різних видів. Найбільше накопичення ^{137}Cs характерне для чорниці, брусниці, багна болотного, чаги. Використання лікарських трав, що зростають у лісових екосистемах Ємільчинського держлісгоспу при щільності забруднення грунту радіоцезієм вище 1 Кі/км^2 (37 кБк/м^2), рекомендовано заборонити.

За результатами досліджень можна зробити загальний висновок про те, що у деревній продукції лісового господарства Ємільчинського держлісгоспу концентрація радіоцезію не перевищує нормативів на вміст даного радіонукліду для потреб промислового, культурно - побутового і господарського призначення. Можливі обмеження на використання паливної деревини та лісу будівельного. Найвища питома активність ^{137}Cs характерна для асиміляційного апарату (листя та хвої), пагонів. В деревині ^{137}Cs накопичується в 2 - 6 разів менше. У стовбурі дерев найбільш радіоактивно забрудненою є кора. Очищення стовбурів від кори дозволяє на 10 - 50% зменшити питому активність радіоцезію в деревній продукції лісового господарства. Використання відходів лісопильного виробництва (обаполів) як паливної деревини слід обмежити, тому що по вмісту ^{137}Cs вони можуть перевищувати допустимі рівні.

Питома активність ^{137}Cs в сіні, що заготовляється на лісових сінокосах держлісгоспу, склала 993 Бк/кг. Недоцільним є використання лісового сіна, котре заготовляється в Гартівському, Жужельському та Ємільчинському лісництвах, для годівлі дійних корів.

Плодові тіла грибів мають найвищий вміст ^{137}Cs серед недеревних ресурсів лісу. У 41.8 % відібраних зразків грибів вміст радіоцезію перевищував гранично допустимі концентрації.

Перевищення гранично допустимої концентрації ^{137}Cs у зразках ягід було виявлено в 5.3 % від загальної кількості відібраних. Найвищими концентраціями радіоцезію характеризуються ягоди чорниці, брусниці, буяхів, журавлини. У ягодах малини вони є найменшими.

Лікарська сировина характеризується значною концентрацією ^{137}Cs. Перевищення за допустимим вмістом даного нукліду склали 93.9 %. Використання лікарської сировини із території держлісгоспу, де щільність радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs перевищує 1 Кі/км^2, слід заборонити.

Вся недеревна продукція лісового господарства Ємільчинського ДЛГ повинна підлягати обов`язковому радіаційному контролю.

Література

1. Краснов В.П., Орлов А.А., Ирклиенко С.П. и др. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивниого загрязнения -К.: Аграрна наука, 1995. - 62 с.
2. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения. - Минск, 1995. - 112 с.
3. Марадудин И.И., Панфилов А.В., Русина Т.В. и др. Руководство по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрянения леса на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (на период 1997-2000гг.). - Москва, 1997. – 66 с.
4. Ворон В.П., Жалін В.П. Вплив аеротехногенного забруднення на структуру травя`ного покриву сосняків Полісся. // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України / Наук.праці Поліської АЛНДС. - Житомир: Волинь, - 1998. - Вип. 5. - С. 114-120.

5. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Миграция ^{137}Cs в лесних почвах Белорусского Полесья. // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України / Наук. праці Поліської АЛНДС. - Житомир: Волинь, - 1998. - Вип. 5. - С. 14-21
6. Зібцев С.В., Зібцева О.В. Особливості розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в лісових грунтах головних типів лісорослиних умов зони відчуження ЧАЕС та їх переходу у лісоутворюючі види. // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України / Наук. праці Поліської АЛНДС. - Житомир: Волинь, - 1999. - Вип. 6. - С. 39-50.
7. Орлов О.О., Краснов В.П., Гродзинський Д.М., Хомляк М.М., Короткова О.З. Радіоекологічні аспекти використання дикорослиних лікарських рослин: перехід ^{137}Cs із сировини до готових водних лікарських форм // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України / Наук.праці Поліської ЛНДС. - Житомир: Волинь, - 1999. - Вип. 6. - С. 51-61.
8. Краснов В.П., Ирклиенко С.П. Орлов А.А. и др. Миграция радиоцезия в сосновых насаждениях // Лесное хозяйство. - 1996. - №5. - С. 28-29.
9. Краснов В.П., Орлов А.А., Ирклиенко С.П. и др. Накопление цезия-137 основными лесообразующими породами Полесья Украины // Лесное хозяйство. - 1993. - № 6 - С. 36-37.

Дмитренко А.Г., Эйсмонт В.С.

Особенности накопления радионуклидов в продукции лесного хозяйства Емильчинского гослесхоза

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир, Емильчинский гослесхоз, пгт. Емильчино

В работе приведена оценка распределения ^{137}Cs в продукции лесного хозяйства Емильчинского гослесхоза: в древесной продукции концентрация радиоцезия не превышает нормативов на содержание даного радионуклида для хозяйственного пользования. Очистка стволов от коры позволяет на 10-50 % уменьшить удельную активность ^{137}Cs в древесной продукции. Превышение предельно допустимой концентрации ^{137}Cs было выявлено в образцах ягод в 5,3 %, грибов – 41,8 %, лекарственного сырья – 93,9% от общего количества отобранных, что существенно влияет на формирование дозы внутреннего облучения местного населения.

Dmitrenko A.G., Eismont V.S.

The peculiarities of radionuclides accumulation in the production of forest economy of Emilchino

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir, Forest economy of Emilchino, Emilchino

In this work the estimation of ^{137}Cs distribution in wooden production of Emilchino forest economy is given: the ^{137}Cs concentration in wooden production not exceeds the limits of ^{137}Cs concentration in wood for economical purposes. The remuving of bark decreases the activity of wood for 10-15 %. The exceeding ^{137}Cs cjncentration in berries (5,3 %), mushrooms (41,8 %), caw medicinal material (93,9 %). It can influence on forming of internal exposure dose forming for local people.

Цветнова О.Б.,
кандидат биологических наук
Щеглов А.И.,
доктор биологических наук
МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия
Кучма Н.Д.,
кандидат сельскохозяйственных наук
отдел леса ЧеНЦМИ , Чернобыль, Украина

Динамика содержания и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в хвойной лапке

Основным дозообразующим звеном в трофической цепи «растения - животные - человек» является молоко. При использовании в кормлении лактирующих коров загрязненных кормов, как при пастбищном, так и при стойловом содержании, уже через сутки отмечается появление в молоке ^{137}Cs, а через 5 - 6 дней его концентрация возрастает на порядок [3]. Таким образом, молочное скотоводство в условиях радиоактивного загрязнения в первую очередь лимитируется наличием чистых кормов, что вызывает необходимость строгого радиационного контроля растительной продукции, заготовляемой на месте. Знание закономерностей накопления радионуклидов в кормах и пищевых добавках позволяет с максимальной эффективностью проводить мероприятия, направленные на уменьшение содержания радиоактивных элементов в продукции животноводства.

На значительной части территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, для откорма скота в виде добавок используют хвойно-витаминную муку, для получения которой производится заготовка хвойной лапки. Целью настоящих исследований явилось изучение многолетней динамики содержания радионуклидов чернобыльского выброса (^{137}Cs и ^{90}Sr) в этом виде продукции.

Настоящие наблюдения проводились в течение 12-ти лет с 1987 по 1998 гг. в сосняке разнотравно-зеленомошном (возраст древостоя 60 лет), сформированном на дерново-слабоподзолистой песчаной почве в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС (Украинское Полесье). На начало исследований плотность загрязнения территории составляла 4,62 МБк/м^2 по ^{137}Cs и 1,3 МБк/м^2 по ^{90}Sr.

Отбор образцов хвойной лапки осуществлялся равномерно по всей кроне сосны обыкновенной (Pinus sylvestris) ежегодно в одни и те же сроки в 20 - 40 -кратной повторности. Для оценки вклада различных структур хвойной лапки в ее суммарное загрязнение полученную пробу разделяли на фракции: прирост текущего года формирования (хвоя + ветви), хвою прошлых лет формирования и ветви. Образцы высушивали при температуре 105°С, размалывали до гомогенной массы и затем в них проводили определение радионуклидов: ^{137}Cs - на гамма - анализаторе Nokia с Li -Ge детектором, ^{90}Sr - радиохимическим методом.

Проведенные исследования показали, что по массе в структуре хвойной лапки наибольший процент приходится на фракцию хвои прошлых лет (40 %) и прироста текущего года формирования (35%), остальное составляют ветви (25 %). В то же время по запасам радионуклидов структурные части образуют следующий убывающий ряд для ^{137}Cs: прирост текущего года (66 %) > хвоя прошлых лет формирования (20 %) > ветви (14 %); для ^{90}Sr этот ряд имеет инверсный характер: ветви (40 %) > хвоя прошлых лет (32 %) > прирост текущего года формирования (28 %). Отсюда очевидно, что радионуклиды в хвойной лапке распределяются неоднородно, и их содержание зависит от ее структурной части и химической природы радионуклида (табл. 1).

Концентрация радионуклидов в отдельных компонентах хвойной лапки характеризуется высокой пространственной неоднородностью. Коэффициент варьирования данного показателя составляет 60 – 70% для ^{137}Cs и 150-190 % для ^{90}Sr и в 2 - 3 раза превышает таковой в почве, что в целом характерно для варьирования содержания радионуклидов в растительности [4, 5]. Вместе с тем диапазон варьирования вклада различных компонентов в суммарное загрязнение хвойной лапки невелик, что свидетельствует о достаточной стабильности этих величин в определенном временном интервале.

Большое значение имеет также место отбора хвойной лапки в структуре кроны. Максимальное содержание радионуклидов отмечается в хвойной лапке, отобранной из верхней части кроны, и минимальное - из нижней [1, 2]. Различия достигают 1,5 - 2 -кратных значений. В соответствии с этим представленные нами данные можно считать несколько завышенными, поскольку хвойная лапка, как правило, отбирается именно из нижней части кроны. Однако они адекватно отражают ход многолетней динамики концентрации радионуклидов в хвойной лапке и охватывают все возможные вариации рассматриваемого показателя, связанные с различными методами заготовки этой продукции лесного хозяйства.

Анализ изменения содержания радионуклидов в хвойной лапке в многолетнем ряду показал, что в условиях аэрального поступления максимальное загрязнение отмечается в первый период после выпадений (рис. 1, 2).

Таблица 1

Неоднородность загрязнения компонентов хвойной лапки радионуклидами (30 -км зона ЧАЭС , средние величины при n=42, 1992 г.), нКи/кг

Компонент	Радионуклид	Статистические показатели					
		M	±m	max	min	G	V, %
Прирост текущего года (хвоя, ветви)	^{137}Cs	1746.7	156.3	3900	290	1012.9	58
	^{90}Sr	328.1	78.6	2100	18	491.2	149.7
Хвоя прошлых лет	^{137}Cs	478.7	47.9	1300	71	310.6	64.9
	^{90}Sr	409.3	91.9	2391	28	595.4	145.5
Ветви прошлых лет	^{137}Cs	527	47.5	1200	85	307.8	58.4
	^{90}Sr	425.1	85.8	2500	16	556.1	130.8
Хвойная лапка в целом	^{137}Cs	942.2	84.4	2168.3	157	547	58
	^{90}Sr	106.2	30.6	985.5	4.8	198.4	186.8

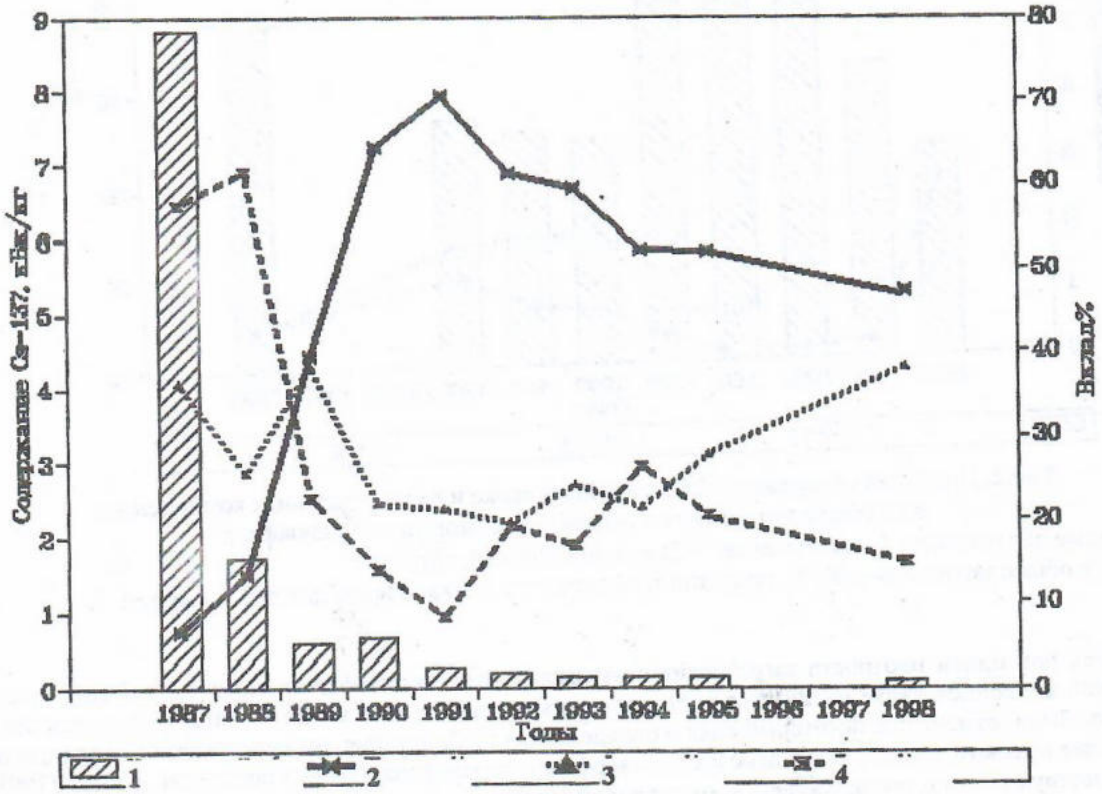


Рис.1. Динамика содержания ^{137}Cs в хвойной лапке и вклад отдельных компонентов в ее общее загрязнение в ценозах автоморфных ландшафтов

Условные обозначения: 1 - содержание ^{137}Cs в хвойной лапке, кБк/кг; вклад в общее загрязнение, %: 2 - прироста текущего года, 3 - хвои прошлых лет, 4 - ветвей

В последующем многолетняя динамика содержания радионуклидов (^{137}Cs) меняется неоднозначно в зависимости от почвенно - экологических условий экотопа и погодных особенностей отдельных лет. В ценозах на автоморфных ландшафтах на большей части территории в динамике прослеживается однонаправленный тренд снижения концентрации ^{137}Cs, но интенсивность падения со временем замедляется. Относительно меньшее загрязнение отмечается в экстремально сухие годы, во влажные годы содержание радионуклидов, как правило, повышается приблизительно в 1,5 раза по сравнению с медианным показателем.

В многолетнем ряду изменяется вклад структур хвойной лапки в ее общее загрязнение. В первые годы основной вклад в ее загрязнение вносят компоненты, экспонированные к внешнему загрязнению. Это - хвоя прошлых лет и ветви. Со временем в результате доминирования процессов корневого поступления радионуклидов в растения основной вклад в суммарное загрязнение хвойной лапки вносит прирост текущего года формирования. За 12 лет после аэральных выпадений он возрос с десятых долей процента до 50 – 70 %.

Отличный от описанного характер имеет многолетняя динамика содержания ^{137}Cs в хвойной лапке ценозов гидроморфных ландшафтов (рис. 2).

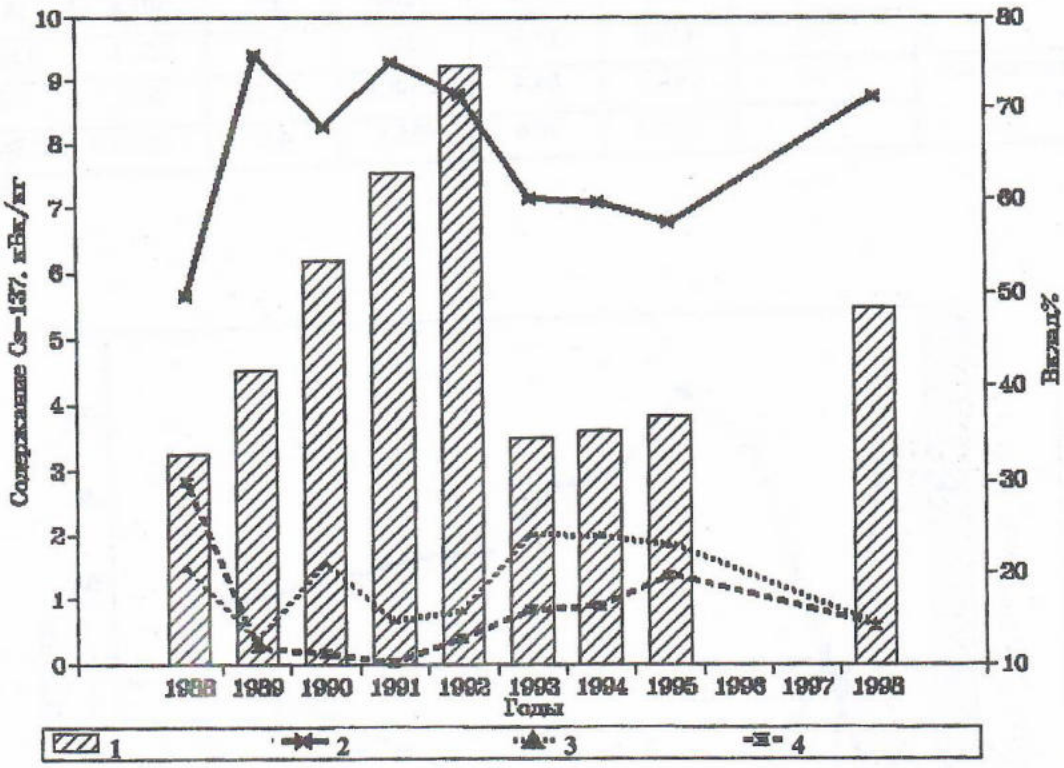


Рис.2. Динамика содержания ^{137}Cs в хвойной лапке и вклад отдельных компонентов в ее общее загрязнение в ценозах гидроморфных ландшафтов

Условные обозначения: 1 - содержание ^{137}Cs в хвойной лапке, кБк/кг;
вклад в общее загрязнение, %: 2 - прироста текущего года, 3 - хвои прошлых лет, 4 - ветвей

Здесь при одной плотности загрязнения с автоморфными ландшафтами через 1,5 - 2 года после выпадений в хвойной лапке начинается рост концентрации радионуклидов до максимальных величин к 5 - 6 году. Затем отмечается некоторый спад и определенная стабилизация рассматриваемого показателя, но на более высоком уровне, чем в ценозах автоморфных ландшафтов. Однако последние данные (1998) свидетельствуют, что в последующем в ходе кривой многолетней динамики возможны изменения, что требует увеличения срока наблюдений.

В условиях гидроморфизма уже через два года после выпадений основным загрязнителем этого вида продукции является прирост текущего года формирования. Его вклад колеблется в пределах 60 – 70%. Очевидно, это связано с тем, что биологическая доступность радионуклидов в гидроморфных почвах более высока, и корневой путь поступления радиоактивных элементов в этих условиях становится определяющим на более ранних этапах поставарийной ситуации. Вклад же других структур хвойной лапки в ее суммарное загрязнение в этих ценозах даже по максимальным оценкам не превышает 25 %.

На основании того, что в настоящее время содержание радионуклидов в хвойной лапке определяется в основном загрязнением прироста текущего года формирования, можно охарактеризовать сезонные вариации этого показателя. Как правило, сезонная динамика накопления ^{137}Cs в приросте сосны характеризуется однонаправленным изменением его концентрации от весны к осени [6]. Наиболее отчетливо это прослеживается у молодых особей и в несколько сглаженной форме - у полновозрастных растений, что обусловлено различиями в динамике интенсивности ростовых процессов и поглощении

химических элементов у молодых и зрелых экземпляров. Отсюда следует важный практический вывод, что заготовку хвойной лапки целесообразнее проводить в осенне - зимний период, когда концентрация радионуклидов в этом виде продукции заметно снижается.

В целом же анализ динамики содержания и распределения радионуклидов в хвойной лапке показывает, что в течение практически всего периода, прошедшего после аварии на ЧАЭС (исключая лишь первые 1 - 2 года), ее загрязнение в 2 - 4 раза ниже, чем травяного покрова [6]. Это дает основание рекомендовать данный вид продукции к широкому использованию практически на всей загрязненной территории в виде пищевых добавок для кормления сельскохозяйственных животных.

Литература

1. Булавик И.М. Содержание ^{137}Cs и ^{134}Cs в почве и древесной растительности при различной плотности загрязнения территории радионуклидами //Экол. и социал. пробл. лесного хоз-ва Беларуси. – Гомель. - 1991.
2. Зибцев С.В., Худолий В.Н., Давыдов Н.Н. и др. Накопление и распределение ^{137}Cs в экосистеме соснового леса при различной плотности загрязнения почвы // Чернобыль - 94: Докл. IV Междун. науч. - техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». - Чернобыль, 1996. - Т.1. - С.485-492.
3. Пристер Б.С. Радиоэкологические аспекты ведения сельскохозяйственного производства на территориях, загрязненных в результате аварийного выброса ЧАЭС // Там же. - С. 31 - 43.
4. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. - М.: Наука, 1999. – С.268.
5. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Панфилов А. В. Пространственная неоднородность накопления радионуклидов и взаимосвязь между их содержанием в компонентах лесного фитоценоза // Лесное хозяйство. – 1998. - № 5. - С.34 -37.
6. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Временная динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в древостое лесов зоны радиоактивного загрязнения // Вестник МГУ. Сер.17. Почвоведение. – 1999. - N 1. – С. 21 -28.

Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Кучма Н.Д.

Динаміка вмісту і розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в хвойній лапці.

МДУ ім. М.В.Ломоносова, м. Москва; відділ лісу ЧеНЦМІ, м.. Чірнобиль.

Встановлено, що вміст радіонуклідів і внесок структурних частин хвойної лапки в її загальне забруднення змінюються з часом і відрізняються в ценозах автоморфних і гідроморфних ландшафтів. Показано, що заготівлю хвойної лапки можна проводити на більшій частині забрудненої території Російської Федерації.

Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I., Kuchma N. D.

Dynamics of content and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in green coniferous twigs.

Lomonosov's Moscow State University, Moscow; Forest Department of Chernobyl SCIR, Chernobyl

The peculiarities of the contamination of green coniferous twigs by Chernobyl-derived ^{137}Cs and ^{90}Sr is considered. The radionuclide content in the twig components and the contribution of the individual components to the total contamination of the twigs varies depending on time since the fallout and type of landscape (automorphic or hydromorphic). It is shown that green twigs can be safely used as green (vitaminous) addition for fodder in almost all regions of territories contaminated by radioactive fallout due to the Chernobyl accident.

Бузун В.О.,
Ірклієнко С.П.,
Турчак Ф.М.,
кандидати сільськогосподарських наук
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Відпад в соснових культурах зони безумовного відселення

Вивчення закономірностей ходу росту насаджень багато в дечому базується на дослідженнях процесу самозрідження і утворення відпаду. В природних деревостанах цей процес проходить безперервно, збалансовано, якщо не порушується внаслідок надзвичайних ситуацій – пожеж, спалаху розмноження шкідників лісу, бурелому тощо. В антропогенних лісах, до яких відносяться всі ліси України і де ведеться регулярне лісове господарство, особливо у створених штучним шляхом, відпад накопичується, як правило, циклічно – від одного заходу рубки до наступного.

У ході відмирання дерев, яке триває досить довгий час, вони проходять етапи ослаблення, всихання, утворення сухостою, випадіння у валіж. Саме тому поняття "відпад", залежно від мети досліджень, вкладують різний зміст. Коли йде мова про закономірності росту якоїсь породи в природних лісах, відпадом часто називають кінцевий продукт відмирання дерев – мертву частину деревостану, до якої відносять сухостій, бурелом, вітровал [1, 2, 3]. Інша річ в антропогенних лісах, де головною метою визначення кількості і швидкості утворення відпаду є конкретні рекомендації щодо проведення заходів по формуванню високопродуктивних насаджень та раціональному використанню якомога більшої кількості деревини. Інтенсивне ведення лісового господарства передбачає своєчасну вибірку відсталих у рості, дуже ослаблених і відмираючих дерев для попередження погіршення товарності їх деревини, а тому вони в багатьох таблицях ходу росту головних лісоутворюючих порід теж включені у відпад [4,5], який тут є синонімом частини деревостану, що вибирається. Звичайно, повністю утилізувати потенціальний відпад рубками догляду не вдається, тому, що дуже часта повторюваність рубок за малої концентрації відпаду на одиниці площі економічно невигідна. Значна його частина випадає у валіж, а це має і позитивне значення, утворюючи джерело поповнення родючості лісових грунтів. Останнім часом ця частка відпаду зростає у зв'язку із скороченням асигнувань на проведення лісівничого догляду в насадженнях, де має вибиратись деревина, попит на яку незначний (маломірна, листяна, радіоактивно забруднена тощо). Швидкими темпами накопичується відпад у насадженнях зони безумовного відселення, де вже досить тривалий час після аварії на Чорнобильській АЕС господарська діяльність не ведеться. Негативні наслідки погіршення стану насаджень зони відомі – це не тільки згаяний прибуток від можливої реалізації деревини, але й загрозливе збільшення площі згарищ, небезпека спалаху вогнищ шкідників і захворювань лісу, загальне зниження стійкості, а в майбутньому і продуктивності насаджень [6, 7, 8].

В обстановці, що створилась на лісових землях зони безумовного відселення, основної уваги заслуговує вивчення темпів зріджування деревостанів і утворення відпаду. Їх з'ясування може дати, з врахуванням темпів розпаду радіонуклідів і відповідного зниження рівня радіоактивного забруднення території, наукові основи обгрунтування методів і термінів відновлення тут лісогосподарської діяльності і поступової ліквідації в конкретних лісових масивах наслідків аварії на ЧАЕС з одночасним забезпеченням безпечних умов праці лісівників та можливості реалізації відносно чистої продукції у відповідності до діючих нормативів. Враховуючи, що в зоні безумовного відселення найбільш розповсюджені соснові насадження штучного походження, які до того ж мають більш високу інтенсивність росту, ніж насадження майже всіх інших лісоутворюючих порід, вони заслуговують першочергової уваги.

Слід відмітити, що єдиної думки про вплив умов місцезростання та інших чинників на темпи самозрідження соснових деревостанів до цього часу нема. Одні вчені [9, 10, 11] вважають, що із покращенням родючості грунту всі життєві процеси деревної рослинності проходять швидше, отже, і зрідження деревостанів відбувається більш інтенсивно, інші [12, 13] – стоять на діаметрально протилежній позиції. Така розбіжність поглядів залежить перш за все від різного підходу до поняття темпу зріджування, а також від використання різного вихідного матеріалу та неоднакових показників. Поскільки в природних деревостанах кількість дерев на одиницю площі в гірших лісорослинних умовах, як правило, більша, то і темпи зріджування тут вищі. Якщо ж в наймолодшому віці кількість дерев однакова, що звичайно буває в лісових культурах, зріджування проходить інтенсивніше спочатку в кращих лісорослинних умовах, в 30 років темпи його зрівнюються, а надалі прискорюються в гірших умовах [14]. Пояснюється це тим, що в молодому віці головним лімітуючим чинником для росту деревних порід є світло, а пізніш – нестача вологи і грунтового живлення. Такий висновок підтверджується даними таблиць ходу росту повних соснових культур України (табл. 1), за якими при однаковій початковій густоті (10000 шт./га) вже в третьому десятиріччі із зниженням класу бонітету кількість дерев відпаду зростає. Інша, більш вірна картина динаміки відпаду вимальовується, якщо розглядати темпи зріджування окремо по кожному десятиріччю за відношенням кількості відпавших на протязі 10 років стовбурів до загальної кількості їх на початку десятиріччя (табл. 2). У високобонітетних

соснових культурах Київського Полісся і Лісостепу [4] падіння темпів відпаду дерев із зниженням класу бонітету змінюється на протилежне в четвертому десятиріччі життя культур. Тенденції відпаду в соснових культурах типового Полісся [5] змінюються в іншому віковому діапазоні. В умовах свіжого сугрудку та багатого субору зменшення темпів відпаду із зниженням класу бонітету припиняється в 5-му десятиріччі, у найбільш розповсюджених деревостанах Іа-ІІ класів бонітету (B_{2-3}, A_2) – в 6-му, а в умовах A_{1-3} – навіть в 7-му. Лише після цього темпи відпаду починають прискорюватись в гірших умовах місцезростання. Рубки догляду досить часто вуалюють ці закономірності і, навпаки, обмеження їх об'ємів веде до відновлення природного ходу росту деревостанів, що й спостерігається в зоні безумовного відселення.

Таблиця 1

Кількість стовбурів відпаду в повних соснових культурах України, шт./га

Вік, років	За Ю.М.Савичем [4]			За П.І.Лакидою і А.А.Строчинським [5]					
	Бонітет								
	Ів	Іа	І	Іс	Ів	Іа	І	ІІ	ІІІ
10	1750	1527	1246	1330	1114	903	697	496	300
20	4357	3476	3357	4044	4137	4077	3835	3373	2655
30	1753	2244	2223	1652	1733	1868	2059	2296	2537
40	738	981	1281	750	795	874	992	1158	1385
50	359	502	578	382	410	456	525	628	775
60	199	288	344	216	234	264	310	376	474
70	125	168	215	134	148	169	199	246	316
80	-	-	-	88	98	114	139	173	225
Тип лісорослинних умов	C_2, багатий B_2	B_2	A_2, бідний B_2	C_2	C_2, B_2	B_2	B_{1-3}, A_2	A_2	A_{1-3}

Таблиця 2

Темпи відпаду дерев по десятиріччях в повних соснових культурах України, %

Вік, років	За Ю.М.Савичем [4]			За П.І.Лакидою і А.А.Строчинським [5]					
	Бонітет								
	Ів	Іа	І	Іс	Ів	Іа	І	ІІ	ІІІ
10	17.5	15.3	12.5	13.3	11.1	9.0	7.0	5.0	3.0
20	52.8	41.0	38.3	51.7	50.8	48.2	43.4	37.0	28.1
30	45.0	44.9	41.2	43.8	43.3	42.6	41.6	40.0	37.3
40	34.5	35.6	40.4	35.3	35.1	34.8	34.3	33.6	32.5
50	25.6	28.3	27.6	27.8	27.9	27.8	27.7	27.5	27.0
60	19.1	22.7	22.7	21.8	22.1	22.3	22.6	22.8	22.6
70	14.8	17.2	18.4	17.3	17.9	18.4	18.7	19.2	19.5
80	-	-	-	13.7	14.4	15.2	16.1	16.7	17.2

В соснових культурах Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу Житомирської області на протязі 1997-1999 рр. в найбільш розповсюджених умовах місцезростання на площах із початковою щільністю забруднення грунту понад 15 Кі/км^2 були закладені пробні площі, перелік дерев на яких проведений із розподілом їх на 6 категорій санітарного стану [15], за співвідношенням яких можна простежити довгочасний процес відмирання дерев, що супроводжується відчутною зміною їх морфологічних ознак [16]. Дерева 5-6 категорій стану (сухостій свіжий і минулих років) характеризують останній, заключний етап формування відпаду, а з доданням дерев 4 категорії (дерева, що відмирають) та половини кількості дерев 3 категорії (дуже ослаблених) – відповідають за кількістю деревам IV і V класу розвитку, тобто складають ту частину деревостану, яка в таблицях ходу росту віднесена до дерев, котрі потрібно вирубувати під час чергового заходу рубки. За такою ж методикою був проведений розподіл дерев на контрольних пробних площах поза зоною безумовного відселення в Малинському держлісгоспі, де рівень радіоактивного забруднення грунту не перевищує 1 Кі/км^2, і ведеться інтенсивне лісове господарство із своєчасними рубками догляду. Співставлення отриманих даних підтверджує, що стан соснових культур в зоні безумовного відселення за час, який пройшов після аварії на ЧАЕС і заборони господарської діяльності, істотно погіршився (рис. 1). Питома вага сухостійних дерев 5-6 категорій разом взятих, в середньому становить тут 17.6% проти 2.3% поза зоною, дерев 4 категорії, які відмирають, відповідно, – 16.9 і 8.1%. Частка здорових дерев 1 категорії зменшилась до 26.9 % проти 34.8 % в соснових культурах з інтенсивними рубками.

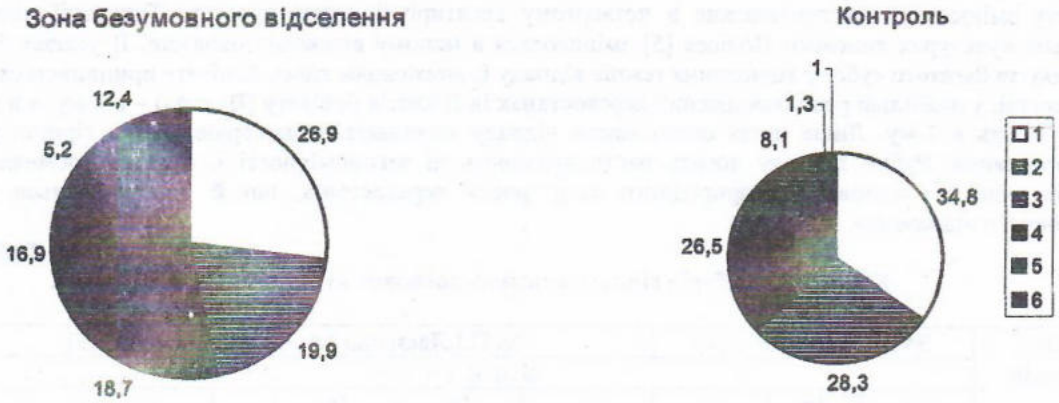


Рис. 1. Розподіл дерев у соснових культурах за категоріями санітарного стану

В останні роки ослаблення дерев у соснових культурах зони безумовного відселення проходило дуже швидко. Це підтверджує і динаміка їх розподілу за лісогосподарською ознакою необхідності відведення в рубку: на ті дерева, які можна залишити, і такі, рубка яких терміново необхідна (інакше – частина деревостану, що залишається, і частина, що вибирається). На протязі 1997-1999 рр. частка дерев, що залишаються, в середньому зменшилась з 64.7 до 39.2 %, а здорових – з 37.3 до 20.7 % (табл. 3). Відповідно збільшилась питома вага дерев, що вибираються – з 35.4 до 60.8 %, з них відмираючих та сухостійних, разом взятих, - з 28.4 до 34.5 %. Слід відмітити, що і в контрольних культурах сосни теж спостерігається тенденція зменшення числа здорових та зростання кількості ослаблених дерев, що пов'язано із несприятливими для деревної рослинності погодними умовами останніх років, але ця тенденція не розвивається закономірно і має зворотний хід. Так, істотне збільшення частки деревостану, яка вибирається, в 1998 р. внаслідок масових вітровалів, в наступному році змінилось її падінням.

Таблиця 3

Розподіл дерев у соснових культурах за ознакою необхідності вибірки рубками догляду, %

Місцезнаход-ження пробних площ	Рік	Частина деревостану, що залишається			Частина деревостану, що вибирається		
		разом	в т. ч.		разом	в т. ч.	
			здорові	ослаблені		відмираючі	сухостій
Зона безумовного відселення	1997	64.6	37.3	27.3	35.4	10.1	18.3
	1998	54.7	22.7	32.0	45.3	20.8	14.9
	1999	39.2	20.7	28.5	60.8	19.6	19.8
В середньому :		56.2	26.9	29.3	43.8	16.9	17.6
Контроль	1997	80.5	43.5	37.0	19.5	6.6	2.9
	1998	71.5	32.0	39.5	28.5	12.7	1.6
	1999	77.0	28.8	48.2	23.0	5.1	2.5
В середньому :		76.4	34.8	41.6	23.6	8.1	2.3

Порівняння розподілу дерев у соснових культурах за ознакою необхідності вибірки їх черговим заходом відповідної рубки догляду в найбільш розповсюджених умовах свіжого субору показує (рис. 2), що в зоні безумовного відселення терміново необхідно відвести в рубку в середньому 42.4 % дерев, а в контрольних деревостанах – 20.4 %, або в 2.1 рази менше. За таблицями ходу росту, в соснових культурах Іа бонітету (середній вік деревостанів на пробних площах – 37 років) відповідний показник відпаду становить 37.0 %. Це свідчить про те, що вже сьогодні фактична інтенсивність відпаду в соснових культурах зони безумовного відселення перевищує нормативну.

Найкращі умови для росту і розвитку культури сосни знаходять в умовах свіжого субору (табл. 4), як в зоні безумовного відселення, так і поза нею. Тут найвища питома вага дерев частини деревостану, що залишається, в тому числі і здорових. В культурах з високим рівнем радіоактивного забруднення в умовах B_2 найменша частка дерев, які необхідно відвести в рубку (42.4 %), а також відмираючих і мертвих дерев (33.5 %). На контролі це співвідношення порушується впливом проведених рубок догляду. В свіжих борах, а також у вологому суборі відповідні показники змінюються, причому ці зміни в цілому свідчать про більш швидкі темпи відмирання дерев в гірших для росту сосни умовах.

Рис. 2. Розподіл дерев у соснових культурах за лісогосподарською ознакою: 1 – ті, що залишаються; 2 – такі, що вибираються

Таблиця 4

Розмір вибірки дерев рубками догляду в соснових культурах залежно від умов місцезростання, %

Місцезнаходження пробних площ	Тип умов місцезростання	Частина деревостану, що залишається		Частина деревостану, що вибирається	
		разом	здорові	разом	відмираючі і сухостійні
Зона безумовного відселення	A_2	53.9	22.4	46.1	36.3
	B_2	57.6	30.0	42.4	33.5
	B_3	51.7	22.0	48.3	37.4
Контроль	A_2	76.3	28.9	23.7	8.1
	B_2	79.6	40.1	20.4	9.3
	B_3	73.9	30.7	26.1	12.0

Дещо інші залежності простежуються, якщо розглянути відповідні показники відпаду чи частини деревостану, яка вибирається, залежно від віку лісових культур (табл. 5). Темпи відпаду при цьому визначались, як і в таблицях ходу росту, за відношенням кількості дерев, що вибираються за десятирічний період, до загального числа дерев на початку періоду. Аналіз отриманих даних показує, що в зоні безумовного відселення до 40-річного віку культур спостерігається зростання відносної кількості дерев, які підлягають вибірці, а надалі – зниження. Динаміка частки дерев, які становлять кінцеву фазу самозрідження насадження – відмираючих і сухостійних, вже з 20-річного віку низхідна. В контрольних культурах сосни якоїсь закономірності встановити не вдається внаслідок впливу проведених в попередні

Таблиця 5

Розмір вибірки дерев у соснових культурах залежно від їх віку, %

Місцезнаходження пробних площ	Вік, років	Частина деревостану, що залишається		Частина деревостану, що вибирається	
		разом	здорові	разом	відмираючі і сухостійні
Зона безумовного відселення	1-20	56.5	31.3	43.5	37.0
	21-40	54.0	25.9	46.0	36.6
	41-60	60.1	25.0	39.9	28.2
	61-80	64.0	29.0	36.0	25.5
Контроль	1-20	82.8	37.0	17.2	3.5
	21-40	73.2	34.4	26.8	13.2
	41-60	78.4	35.2	21.6	8.8
	61-80	75.9	32.0	24.1	10.3

роки рубок догляду. Збільшення частки відпаду у віці стиглості може знайти пояснення у зростанні розміру патогенного відпаду та погіршенні стану дерев вищих ступеней товщини внаслідок антропогенного впливу (підсочування, пошкодження дерев під час лісосічних робіт тощо).

На рис. 3 дані обстеження насаджень на пробних площах в зоні безумовного відселення і на контрольних порівнюються з відповідними показниками таблиць ходу росту повних соснових культур. В усіх вікових групах, крім молодняків, де початкова кількість дерев не завжди становила 10000 шт./га, фактичний відпад в зоні безумовного відселення значно перевищує табличні показники. В контрольних насадженнях, повнота яких становить 0.7-0.8, частка відпаду в молодняках і в середньовічних деревостанах з проведеними рубками догляду набагато менша табличної. Лише в стиглих насадженнях питома вага відмираючих дерев тут перевищує табличні дані внаслідок патогенного відпаду і згаданого антропогенного впливу.

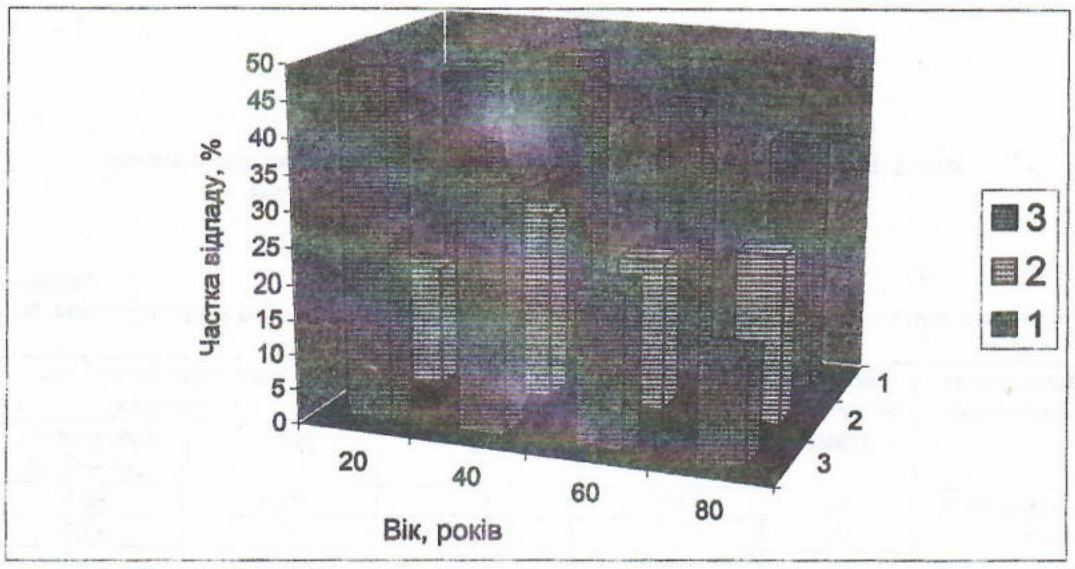


Рис. 3. Темпи відпаду дерев у соснових культурах зони безумовного відселення (1) в порівнянні з контролем (2) і даними таблиць ходу росту (3)

В зоні безумовного відселення спостерігається пряма залежність відпаду від повноти соснових культур (табл. 6). Збільшення повноти з 0.7 до 1.0 супроводжується зростанням частки дерев, які потрібно вибрати рубками догляду, від 40.1 до 47.5 %, а частки відмираючих і сухостійних – з 29.1 до 38.3 %.

Таблиця 6

Розмір вибірки дерев у соснових культурах залежно від повноти, %

Місцезнаходження пробних площ	Повнота	Частина деревостану, що залишається		Частина деревостану, що вибирається	
		разом	здорові	разом	відмираючі і сухостійні
Зона безумовного відселення	0.71-0.80	59.9	28.5	40.1	29.1
	0.81-0.90	55.7	26.5	44.3	35.3
	0.91-1.00	52.5	24.3	47.5	38.3
Контроль	0.51-0.60	82.0	52.0	18.0	10.0
	0.61-0.70	80.9	38.0	19.1	6.5
	0.71-0.80	76.2	28.8	23.8	8.1
	0.81-0.90	76.6	35.3	23.4	11.1
	0.91-1.00	79.3	43.0	20.7	9.5

Відповідно зменшується питома вага дерев, які потрібно залишити, в тому числі здорових. В контрольних насадженнях така закономірність не спостерігається. Із збільшенням повноти в межах 0.5 – 0.8 величина відпаду зростає, а надалі – зменшується.

Із збільшенням темпів відпаду швидко падає товарність деревини, яка вибирається в процесі рубок догляду, ще й тому, що відпад складений головним чином деревами найменших ступеней товщини. Це наочно підтверджує графік, побудований за даними переобліку дерев на пробній площі №25, закладеній в кв.22 Виступовицького лісництва Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу (рис.4). Насадження на пробній площі в умовах свіжого бору представлене 40-річними чистими культурами сосни. Хід росту модельних дерев 4-6 категорій санітарного стану (на час обліку - відмираючих і сухостійних) на постійній пробній площі №2Н в 46-річних соснових культурах, які знаходяться в кв.25 Народицького лісництва, де забрудненість грунту становить 15.5 Кі/км^2, свідчить, що ця група дерев істотно відстає за діаметром від дерев 1-2 категорії стану, причому це відставання з віком збільшується (рис. 5). Дерева 3 категорії теж поступово знижують приріст за діаметром і переходять в частину деревостану, яку обов'язково потрібно вибирати під час рубок догляду.

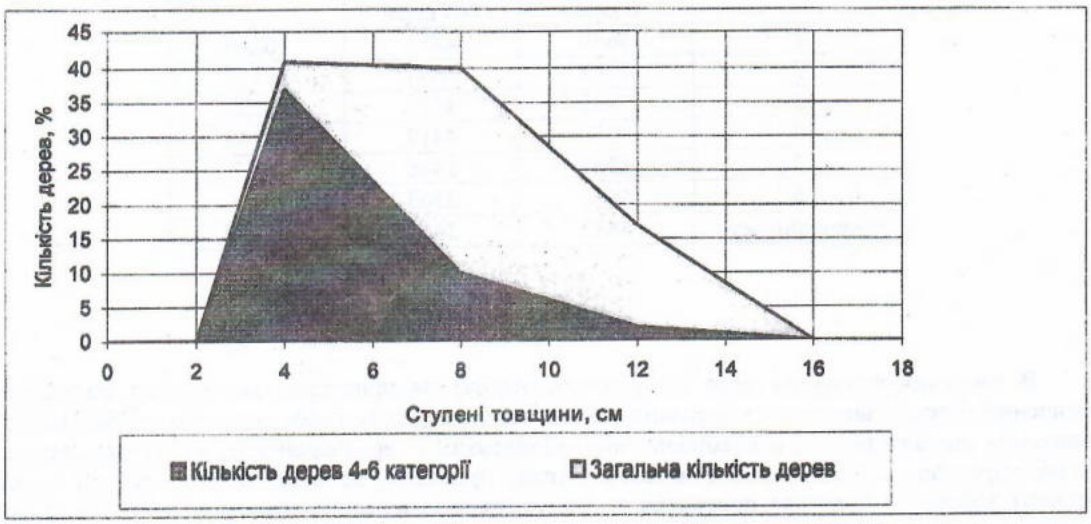


Рис. 4. Відпад в соснових культурах на пробній площі №25

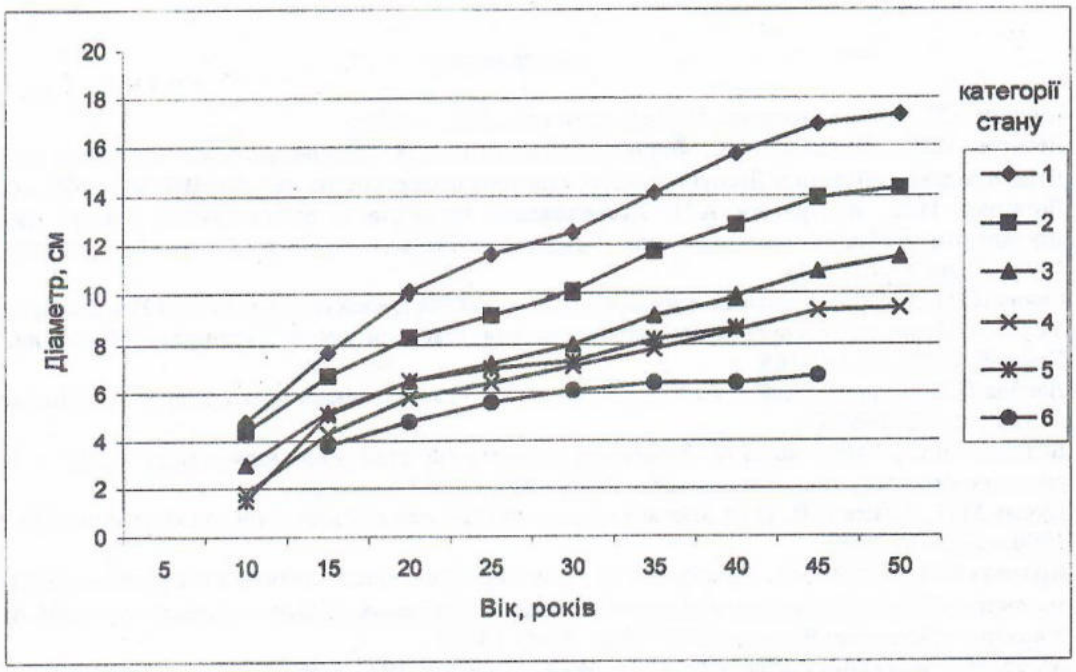


Рис. 5. Хід росту модельних дерев по діаметру в умовах B_2 (ППП № 2Н)

Можливість збуту деревини від рубок догляду в радіоактивно забруднених соснових культурах залежить не тільки від сортиментної структури заготовленої деревини. Товарність останньої погіршується тут також забрудненістю її радіонуклідами. Аналіз питомої активності ^{137}Cs в деревині модельних дерев різних категорій санітарного стану на ППП № 2Н (табл. 7) дозволяє зробити висновок про те, що в середньому рівень забрудненості деревини в корі стовбурів дерев 3-6 категорій стану нижче забрудненості дерев 1-2 категорій на 12.7, а без кори – на 19.8 %. За діючими нормативами [17],

деревина, заготовлена в цьому характерному насадженні, де закладена пробна площа, непридатна на паливо. Хоч вона і може бути використана, за тими ж нормативами, в неокореному стані, але попит на неї буде дуже обмеженим. Отже, заборона господарської діяльності в соснових культурах зони безумовного відселення веде не тільки до загального погіршення санітарного стану насаджень, але й до значних, зростаючих прискореними темпами втрат продуктивності внаслідок накопичення нетоварного відпаду.

Таблиця 7

Рівень забрудненості деревини дерев різного санітарного стану в соснових культурах, Бк/кг

Категорія стану	Деревина		Кора
	в корі	без кори	
1	5648	4235	16246
2	4912	3674	13517
3	5542	4476	12506
4	6057	4417	13742
5	2762	1346	6443
6	4067	2563	6603
В середньому :	4833	3452	11509

Висновок

В соснових культурах зони безумовного відселення прискорюється процес самозрідження і накопичення відпаду, частка якого перевищує показники таблиць ходу росту повних деревостанів. Темпи накопичення відпаду вищі у високоповнотних молодняках і середньовікових культурах, залежать від умов місцезростання. Несвоєчасна утилізація відпаду приводить до втрат продуктивності насаджень і товарності деревини. Доцільно поступово, з врахуванням економічної рентабельності і з відповідним додатковим радіологічним контролем, відновити в зоні безумовного відселення проведення рубок догляду за лісом.

Література

1. Анучин А.П. Лесная таксация.-М.:Лес. пром-сть, 1977. – 512 с.
2. Декатов Н.Н., Кендыш А.Н. Формирование отпада в разновозрастных ельниках на востоке Ленинградской области // Лесоустройство, таксация и аэрометоды.-Л.: ЛенНИИЛХ, 1978. - С. 75-80.
3. Логвинов И.В., Кострюков А.И. Исследование прироста и естественного отпада насаждений Лисинского учебно-опытного лесхоза // Лесная таксация и лесоустройство.- Красноярск: СибТИ, 1978. - Вып. 7. - С. 86-94.
4. Савич Ю.Н. Ход роста полных искусственных сосновых древостоев Киевского Полесья и Лесостепи УССР // Нормативно-справочные материалы для таксации лесов Украины и Молдавии. - Киев: Урожай, 1987. - С. 162-165.
5. Лакида П.И., Строчинский А.А. Ход роста полных искусственных древостоев сосны Полесья УССР // Там же. – С. 166-173.
6. Балашов Л.С., Гайченко В.А. Загальний екологічний стан зони відчуження ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – 1996. - №1. - С. 8-10.
7. Кучма М.Д., Зібцев С.В. та ін. Лісові екосистеми // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – 1996. - №2 – С. 36-53.
8. Краснов В.П., Бузун В.О., Приступа Г.К. Стан і продуктивність соснових насаджень свіжого субору на території зони безумовного відселення // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Житомир: Волинь; 1998. - Вип. 5. - С. 13-20.
9. Морозов Г.Ф. Учение о лесе. - 2-е изд. – М.-Л.: Госиздат, 1925. – 367 с.
10. Ткаченко М.Е. Общее лесоводство. - 2-е изд. – М.-Л.: Гослесбумиздат, 1955. – 600 с.
11. Эйтинген Г.Р. Лесоводство. - М.: Сельхозгиз, 1959. – 415 с.
12. Нестеров В.Г. Вопросы современного лесоводства - М.: Сельхозгиз, 1961. – 384 с.
13. Моисеенко Ф.П. О закономерностях в росте, строении и товарности насаждений // Доклад, обобщ. содержание опублик. работ, на соискание уч. степени д-ра с.х. наук. – Киев: УСХА, 1965. – 78 с.
14. Багинский В.Ф., Есимчик Л.Д. Лесопользование в Беларуси. - Минск: Беларуская навука, 1996. – 367 с.
15. Санітарні правила в лісах України. – Київ: МЛГ України. – 1995. – 20 с.

16. Столяров Д.П., Кузнецова В.Г. Исследование динамики отпада в разновозрастных ельниках Северо-Запада. Методические указания. – Л.: ЛенНИИЛХ, 1977. – 34 с.
17. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / За ред. М.М.Калетника – Київ: Ярмарок, 1998. - 86 с.

Бузун В.А., Ирклиенко С.П., Турчак Ф.Н.

Отпад в сосновых культурах зоны безусловного отселения

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

В сосновых культурах зоны безусловного отселения ускоряются процессы самоизреживания и накопления отпада, доля которого превышает показатели таблиц хода роста. Темпы накопления отпада самые высокие в высокополнотных молодняках и средневозрастных насаждениях, зависят от условий местообитания. Несвоевременная утилизация отпада ведет к потерям продуктивности древостоев и товарности древесины. Целесообразно, постепенно, с учетом экономической рентабельности и с дополнительным радиологическим контролем, возобновить лесохозяйственную деятельность в зоне безусловного отселения.

Buzun V.O., Irklienko S.P., Turchak F.M.

Fall in pine plantations of cleigatay eviction territory

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

In pine plantftions of cleigatay eviction territory the proceses of sees-thining out and sall accumulation are accelerated. The portion of sall exceeds the values of tables of groving. The sall accumulation tates in new dense and middle-aged forests are most high. It depends of areal conditions. Inopportuneness of fall utilisation leads to forest productivity losing and decreasing of quality of wood. It is expedient restore forest-management activity on obligatory eviction territory, taking in account economical profitableness and providing additional radiological control.

Турчак Ф.М.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Дмитренко О.Г.,
науковий співробітник
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Розподіл ^{137}Cs в компонентах соснового біогеоценозу

Відомо, що основним шляхом радіоактивного забруднення складових компонентів біоценозу є надходження радіонуклідів в тканини при кореневому живленні рослин [1, 2]. Нагромадження радіоцезію в деревині відбувається по всьому стовбуру дерева і залежить від щільності радіоактивного забруднення грунту [3], а інтенсивність його надходження визначається комплексом різних факторів, які обумовлюють життєдіяльність біоценозу [4, 5].

В останні роки оцінці забруднення деревних порід радіонуклідами дослідниками приділено багато уваги. Виявлено чіткий зв'язок величини коефіцієнту накопичення ^{137}Cs деревиною сосни із грунту з типом умов місцезростання, що дозволило екстраполювати значення коефіцієнтів накопичення в рамках едафічної сітки.

Мета роботи полягала у вивченні динаміки вертикального перерозподілу радіонуклідів в грунті основних типів лісорослинних умов і особливостей накопичення ^{137}Cs сосною звичайною з урахуванням санітарного стану деревостану і категорії дерева. Дослідження проводились на постійних пробних площах, закладених в різних за трофністю лісорослинних умовах Народицького лісництва Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу. Підібрано і закладено три постійні пробні площі в середньовікових соснових насадженнях: в свіжому бору (A_2), свіжому суборі (B_2) і вологому суборі (B_3) в зонах із щільністю забруднення грунту від 10.6 Кі/км^2 до 19.6 Кі/км^2. Таксаційна характеристика соснових насаджень приведена в таблиці 1.

Таблиця 1

Таксаційні показники деревостану на пробних площах

№ ППП	Держлісгосп, лісництво	Квартал, виділ	ТУМ	Склад насадження	Вік, років	Середні		Повнота	Клас бонітету	Запас на 1га, м^3
						Висота м	Діаметр, см			
2Н	Овруцько-Народицький, Народицьке	25/10	B_2	10С	46	16,9	14.2	0.86	I	246
5Н	- " -	40/26	A_2	10С	50	16.0	15.6	0.95	II	240
16Н	- " -	12/9	B_3	10С+Д	40	13.1	12.6	0.76	II	179

Постійна пробна площа № 2Н закладена в чистому 46-річному сосновому насадженні в свіжому суборі. Насадження зростає за I класом бонітету. Підріст і підлісок майже відсутні. Травяний і моховий покрив густий, з проективним покриттям 85 %, в тому числі мох плейрозій Шребера – 75 %, трав'яний – 10 %.

Постійна пробна площа № 5Н закладена в чистому 50-річному сосновому насадженні в A_2. Грунти – супіски з прошарками піску дерново-слабопідзолисті. Підстилка товщиною до 4.0 см, складається із хвої, листя та залишків мохів. Трав'яний і моховий покрив рясний, проективне покриття 75 %, в тому числі мох плеврозій Шребера – 50 %, лишайники – 15 %, інші – 10 %.

Постійна пробна площа № 16Н закладена в вологому суборі в чистому 40-річному сосновому насадженні. Грунти – супіски з прошарками піску, дерново-слабопідзолисті. Травяний і моховий покрив густий, проективне покриття 90 %, в тому числі мох зелений – 70 %, чорниця – 15 %, інші – 5 %.

До 1986 року в цих насадженнях проводились регулярні агротехнічні і лісогосподарські заходи, про що свідчать документальні матеріали та загальний задовільний стан лісонасаджень.

На обстежених об'єктах проведений суцільний облік дерев з розподілом їх за категоріями стану на основі візуальної оцінки. Отримані матеріали наведені в таблиці 2. Кількість дерев 1 і II категорій на ППП складає в середньому 56 – 62 %.

Погіршення категорії стану сосняків визначається кількістю в насадженні дерев 1V-V1 категорій, що на даний час складає більше 25 % від загального їх числа в насадженні. Суттєвої різниці в розподілі дерев за категоріями стану в досліджених культурах не спостерігається. В той же час з припиненням господарської діяльності їх санітарний стан, особливо в останні роки, в цілому погіршується, збільшується число відстаючих дерев в рості, зменшується їх охвоєність і збільшується суховершинність.

Таблиця 2

Оцінка категорії стану дерев досліджених насаджень

№ ППП	Щільність забруднення грунту ^{137}Cs, Кі/км^2	Розподіл дерев за категоріями стану на пробі чисельник – шт., знаменник - %.						
		I	II	III	IV	V	VI	Всього
2Н	15.5	204 42.6	88 18.3	62 12.9	35 7.3	58 12.1	33 6.8	480 100
5Н	10.6	144 35.4	108 26.5	56 13.7	37 9.1	32 7.9	30 7.4	407 100
16Н	19.6	120 30.7	100 25.6	72 18.5	32 8.2	24 6.2	42 10.8	390 100

На ППП для кожної категорії дерева за станом було відібрано по одній моделі, яка зрізувалась на рівні кореневої шийки. В подальшому вимірювали загальну висоту і діаметр стовбура. Гілки дерева зрізувались і розподілялись на три частини у відповідності з їх розміщенням у кроні – нижнім, середнім і верхнім. Стовбур розпилювали на 2-метрові відрізки. У всіх звалених дерев визначали фітомасу елементів надземних частин. Стовбур зважували по частинам після розпилювання. Гілки з різних частин крони зважували окремо після відбору шпильок.

Для визначення вологості і перерахунку маси на абсолютно суху зразки деревини, кори, гілок, шпильок висушували у термостаті при температурі +105^{0}С. Об'ємну вагу стовбура знаходили як частину від ділення його маси в абсолютно сухому стані на об'єм.

Вплив лісорослинних умов на перерозподіл загальної активності радіонуклідів у грунтах приведено в таблиці 3.

Таблиця 3

Вертикальний розподіл ^{137}Cs у грунтах
насаджень різних типів лісорослинних умов

Глибина, см	Валовий вміст ^{137}Cs у шарі грунту з площі 0.05 м^2					
	Свіжий бір – A_2		Свіжий субір – B_2		Вологий субір – B_3	
	Бк	% від валового запасу	Бк	% від валового запасу	Бк	% від валового запасу
Свіжий опад	2460	1.40	4940	2.29	126000	35.30
Моховий покрив	32032	18.10	78781	36.58	156376	43.81
Но напіврозкладена	106811	60.40	56000	26.00	55400	15.52
Но нерозкладена	30358	17.20	70100	32.56	11900	3.33
НЕ 0 - 2.0 см	2028	1.10	1993	0.93	2210	0.62
2.1 – 4.0	987	0.60	1366	0.63	1520	0.43
4.1 – 6.0	620	0.40	717	0.33	323	0.23
6.1 – 8.0	434	0.20	317	0.15	400	0.11
8.1 – 10.0	267	0.10	189	0.09	297	0.08
10.1 – 12.0	158	0.09	172	0.08	287	0.08
Е 12.1 – 14.0	127	0.08	147	0.07	193	0.05
14.1 – 16.0	98	0.05	144	0.07	170	0.05
16.1 – 18.0	89	0.05	89	0.04	168	0.05
18.1 – 20.0	73	0.04	78	0.04	219	0.06
20.1 – 22.0	78	0.05	72	0.03	223	0.06
22.1 – 24.0	69	0.04	63	0.03	223	0.06
24.1 – 26.0	71	0.04	68	0.03	196	0.05
26.1 – 28.0	63	0.03	60	0.03	203	0.06
28.1 – 30.0	51	0.03	53	0.02	164	0.05
Разом	**176874**	**100**	**215349**	**100**	**356972**	**100**

Одержані результати вказують на наявність відмінностей у вертикальному розподілі валового запасу ^{137}Cs у грунтах різних трофотопів. Суттєву роль в вертикальному перерозподілі радіонуклідів в грунтах відіграє лісова підстилка. Запас утримуваних нею радіонуклідів знаходиться в прямій залежності

від умов місцезростання. Так, в умовах свіжого бору, свіжого субору і вологого субору лісова підстилка утримує відповідно 79.0; 60.85; 54.15 % загальної активності ^{137}Cs у різних фракціях лісової підстилки. Виявлено, що найбільша кількість ^{137}Cs зосереджена в згаданому шарі у свіжому бору, найменша – вологому суборі. Слід відмітити, що найбільша активність ^{137}Cs зосереджена в напіврозкладеній і розкладеній підстилці в свіжому бору – 77.6 %, в свіжому субору – 60.85 %, а найменша в вологому субору - 18.85 %. В свіжому опаді найбільша активність радіонуклідів виявлена у вологому субору – 35.3 % і незначна – у свіжому субору і бору, відповідно – 2.29 і 1.4 %.

Важливу роль в перерозподілі ^{137}Cs в лісових грунтах відіграє моховий покрив. Мохи, які є природними накопичувачами радіонуклідів, міцно утримують значну їх активність. В залежності від лісорослинних умов, рясності покриву і його виду в них зосереджено від 18.1 до 43.8 відсотка валового запасу ^{137}Cs. Слід відмітити, що в вологих гігротопах суборів моховий покрив концентрує в собі значно більше радіонуклідів, ніж у свіжих суборах – в 1.2 рази і в свіжих борах – в 2.4 рази.

Розкладений органічний опад поступово вмивається разом з радіонуклідами в мінеральну частину грунту. Одержані дані на досліджених ділянках бори – субори. Запас радіонуклідів у 0 – 2 см шарі грунту складає незначну величину: в A_2 – 1.1 %; B_2 – 0.93 %; B_3 – 0.43 % валового запасу. В шарах грунту, розміщених нижче 2 см, активність радіонуклідів ще менша і складає десяті і навіть соті долі відсотка. Слід відмітити, що в шарі 0 – 30 см грунту зосереджено невеликий відсоток валового запасу ^{137}Cs: в A_2 – 2.94 %, в B_2 – 2.56 % і в B_3 – 2.0 %. Це пов'язано із значною акумулюючою роллю мохового покриву та лісової підстилки.

Вивчення природи міграції радіонуклідів в соснових деревостанах в залежності від категорії дерев по стану проведено з використанням модельних дерев. Активність ^{137}Cs для кожного дерева знаходили як добуток середньої питомої активності ^{137}Cs у відібраному зразку на масу конкретної частини дерева, яка репрезентує даний зразок.

Результати розподілу питомої активності ^{137}Cs в наземних фракціях дерев в залежності від категорії дерев по стану приведені в таблиці 4.

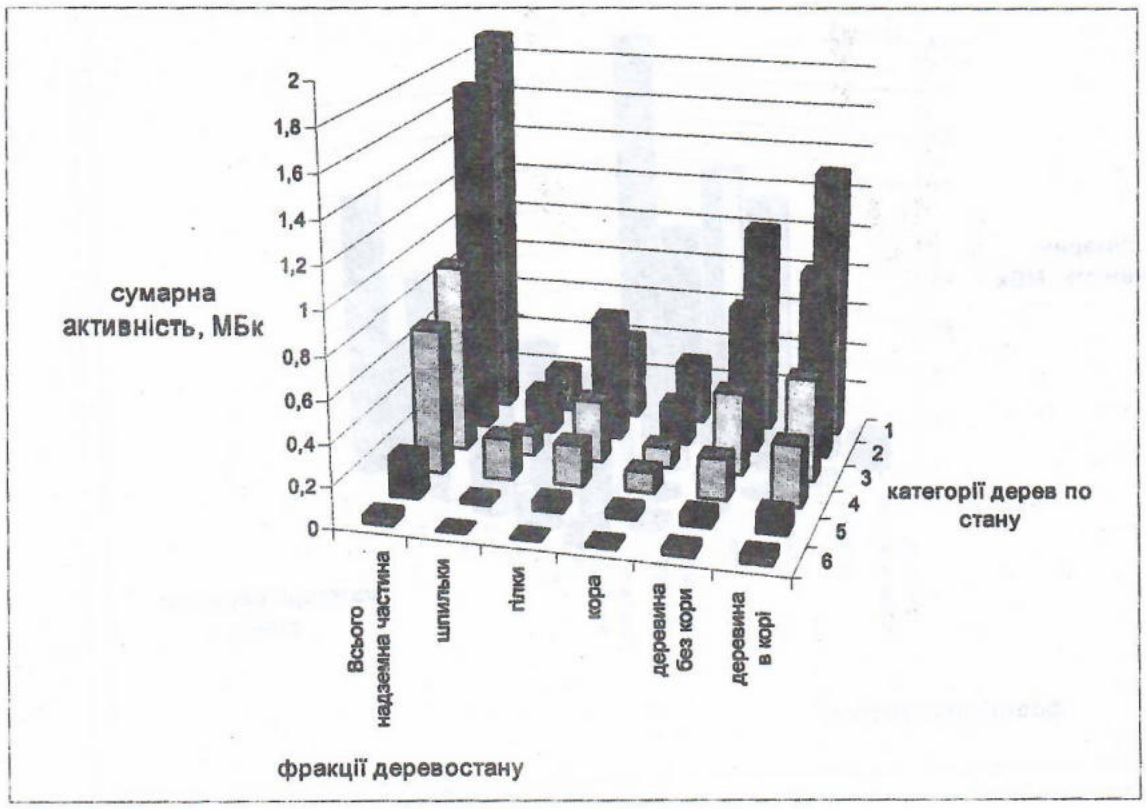
Таблиця 4

Середні величини питомої активності ^{137}Cs по фракціях дерев (Бк/кг)

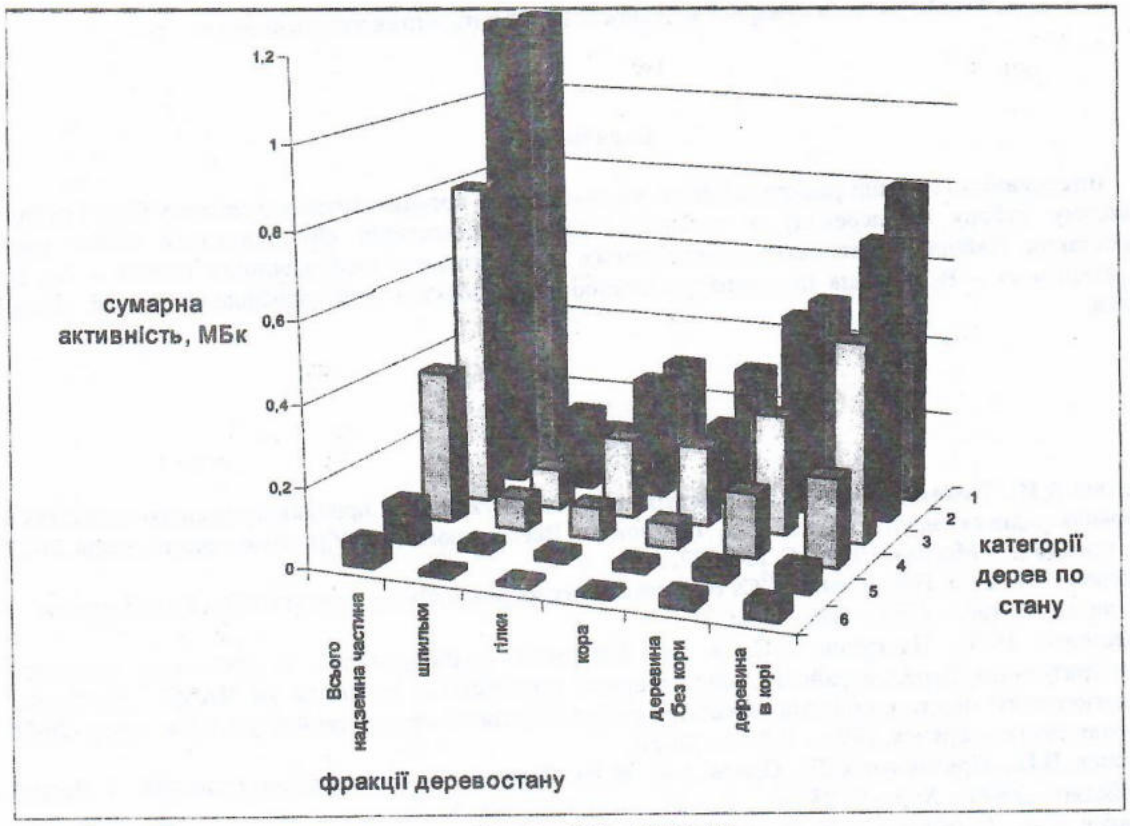
№№ ПППІ	Категорія стану дерев	Фракції деревостану				
		стовбур			гілки	шпильки
		загалом в корі	без кори	кора		
2Н	I	5648	4235	16246	17066	31150
	II	4912	3674	13517	26300	29030
	III	5542	4476	12506	22230	25000
	IV	6067	4417	13742	17395	39437
	V	2762	1346	6443	7455	5886
	VI	4067	2563	6603	934	-
5Н	I	3440	2020	10345	12237	12160
	II	3243	2148	6282	14460	19150
	III	3378	2179	10429	11915	18350
	IV	3225	2146	7741	7686	18188
	V	2114	1518	4768	2480	7535
	VI	2699	2123	5460	3225	-
16Н	I	8917	5475	17129	25127	35600
	II	7288	3968	12864	16011	30050
	III	10046	5733	18419	24215	33541
	IV	15294	7565	19545	40033	60923
	V	5392	2955	9580	6705	18985
	VI	6520	3476	8612	8015	-

Наведені матеріали свідчать, що найбільша питома активність ^{137}Cs спостерігається в шпильках, гілках і корі дерева. Причому більша активність, для вказаних тканин і органів, відмічена на пробній площі 16Н в умовах вологого субору. В умовах свіжих борів і суборів для дерев IV – VI категорій по стану середня питома активність ^{137}Cs нижча, ніж у дерев 1-Ш категорій і складає відповідно в деревині з корою 40-44 %, в корі - 38-40 %, гілках – 25-28 %. У вологому суборі питома активність ^{137}Cs в деревині, корі та гілках для всіх категорій дерев майже рівнозначна.

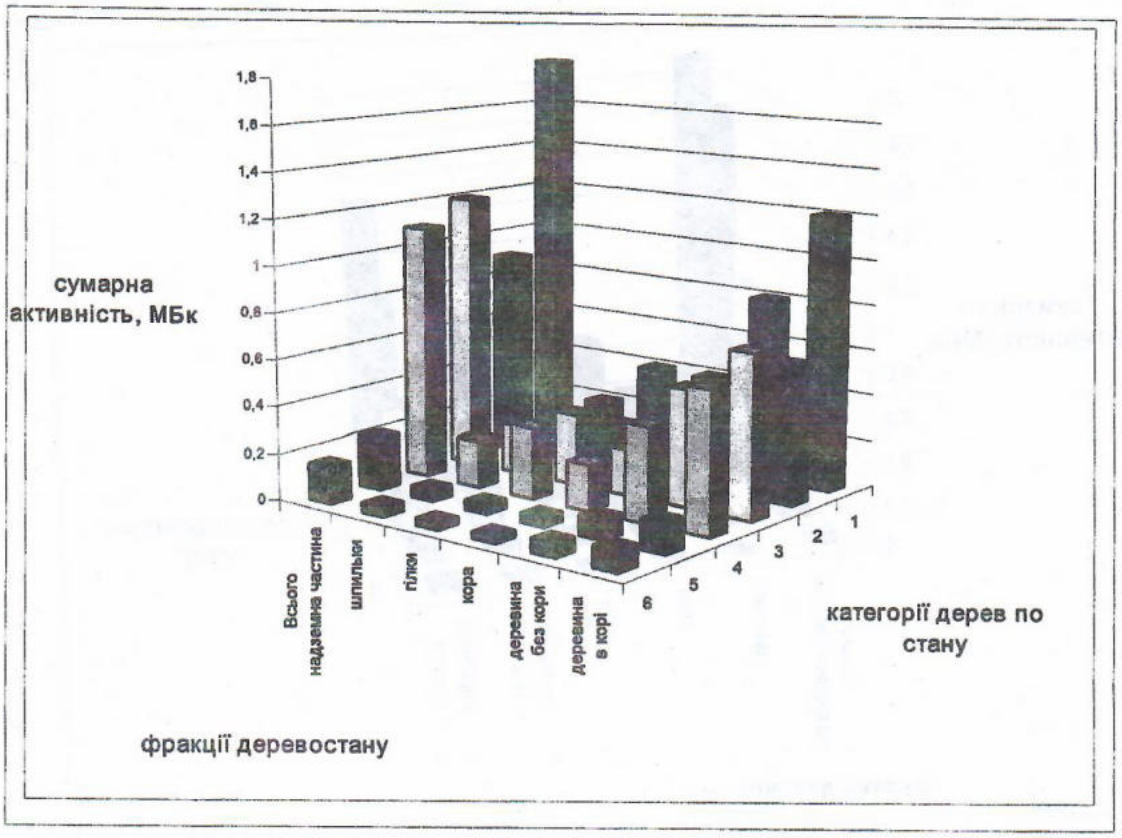
В цілому аналіз зміни величин питомої активності радіонуклідів в різних фракціях надземних частин дерева вказує на значну мінливість отриманих результатів. Тенденція зниження вмісту ^{137}Cs у відповідних фракціях дерева при зниженні їх категорій стану зберігається. Розподіл сумарної активності ^{137}Cs в досліджуваних фракціях дерев в залежності від категорії їх стану відображено на рисунку 1.



а) свіжий субір, ПППІ-2Н



б) свіжий бір, ПППІ-5Н



в) вологий субір, ППП-16Н

Рис.1 Розподіл сумарної активності 137Cs в наземних частинах дерев

Висновки

Інтенсивність міграції радіонуклідів по вертикальному профілю грунтів в свіжому бору і субору та вологому субору та переходу в органи соснових деревостанів обумовлюється типом умов місцезростання. Найбільш інтенсивно заглиблюється в оптимальних лісорослинних умовах – A_2, B_2, менш інтенсивно – B_3. Більша половина радіоцезію знаходиться в напіврозкладеному шарі лісової підстилки.

Література

1. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А. и др. Поступление радионуклидов в продукцию лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Тез. докл. 1 Всесоюзного радиобиологического съезда 21-27 августа 1989г. - Москва, 1989. - С. 555-557.
2. Краснов В.П. и др. Накопление ^{137}Cs основными лесообразующими породами Полесья Украины. // Лесное хозяйство. – 1993. - №6. - С. 36-37.
3. Мойсеенко И.Ф., Пискунов В.С. и др. Миграция радионуклидов в древесине основных лесообразующих пород в районах, подвергшихся воздействию выбросов на ЧАЭС / Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиологической науч. прак. конф. 26-28 февраля 1991г. – Брянск, 1991. - Ч.2. - С. 20-21.
4. Краснов В.П., Ирклиенко С.П., Орлов А.А. и др. Радиация в сосновых насаждениях. // Лесное хозяйство. – 1996. - № 5. - С. 23-24.
5. Ушаков Б.А., Панфилов А.В. Радиоактивное загрязнение лесов Брянской области / Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиологической науч. прак. конф. 26-28 февраля 1991г. – Брянск, 1999. - Ч.2. - С. 18-19.

Турчак Ф.Н., Дмитренко А.Г.

Распределение ^{137}Cs в компонентах соснового биогеоценоза

Полесский филиал УкрНИИЛХА, Житомир

В статье приведены результаты исследования особенностей динамики вертикального перераспределения радионуклидов цезия в почве в свежих борах, суборах и влажных суборах и интенсивности накопления сосною с учетом санитарного состояния древостоя.

Отмечено, что наибольшая удельная активность ^{137}Cs сосредоточена в хвое, кроне, коре. У деревьев IV-VI категорий по состоянию в A_2 и B_2 она ниже, чем I-III категорий и составляет в древесине с корой 40-44 %, в коре – 38-40 %, ветках – 25-28 %, хвое 34-40 % от общей величины. Во влажной субори удельная активность ^{137}Cs для всех категорий деревьев однозначная. Больше половины радионуклидов цезия сосредоточено в полуразложившемуся слое лесной подстилки.

Turchak F.N., Dmitrenko A.G.

Distribution of ^{137}Cs in components of pine biogeocenosis

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA

The results of research of peculiarities of ^{137}Cs vertical migration dynamics in soil in fresh bors, subors and wet subors and intensity of transfer to pine taking in account sanitary stateand categories of trees are given.

It is found, that maximal ^{137}Cs specific activity have needles of pine, bark, crone. Trees of IV-VI categories in conditions A_2, B_2 have activity lover, than of I-III categories and was equiled: in the wood with the bark 40-44 %, in bark - 38-40 %, in branches - 25-28 %, in needles 34-40 % of whole activity. In wet subors ^{137}Cs specific activity for all categories is equal. More, than 1/2 of total ^{137}Cs activity is situated in semi-decomposed forest litter.

Бузун В.А.,
Ірклієнко С.П.,
кандидати сільськогосподарських наук
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Продуктивність і стан соснових насаджень Зажеревської дачі Лугинського держлісгоспу

В останні роки надходить все більше повідомлень про те, що внаслідок обмеження господарської діяльності в умовах радіоактивного забруднення стан найбільш розповсюджених у Поліссі України соснових насаджень істотно погіршився [1, 2, 3], що може привести до зниження їх продуктивності. Для вивчення цього питання було проведене експедиційне обстеження насаджень в зоні безумовного відселення, в тому числі і в Зажеревській дачі (кв. №№ 52-112 Лугинського лісництва Лугинського держлісгоспу Житомирської області), типовій для регіону за умовами місцезростання та інтенсивністю лісогосподарської діяльності.

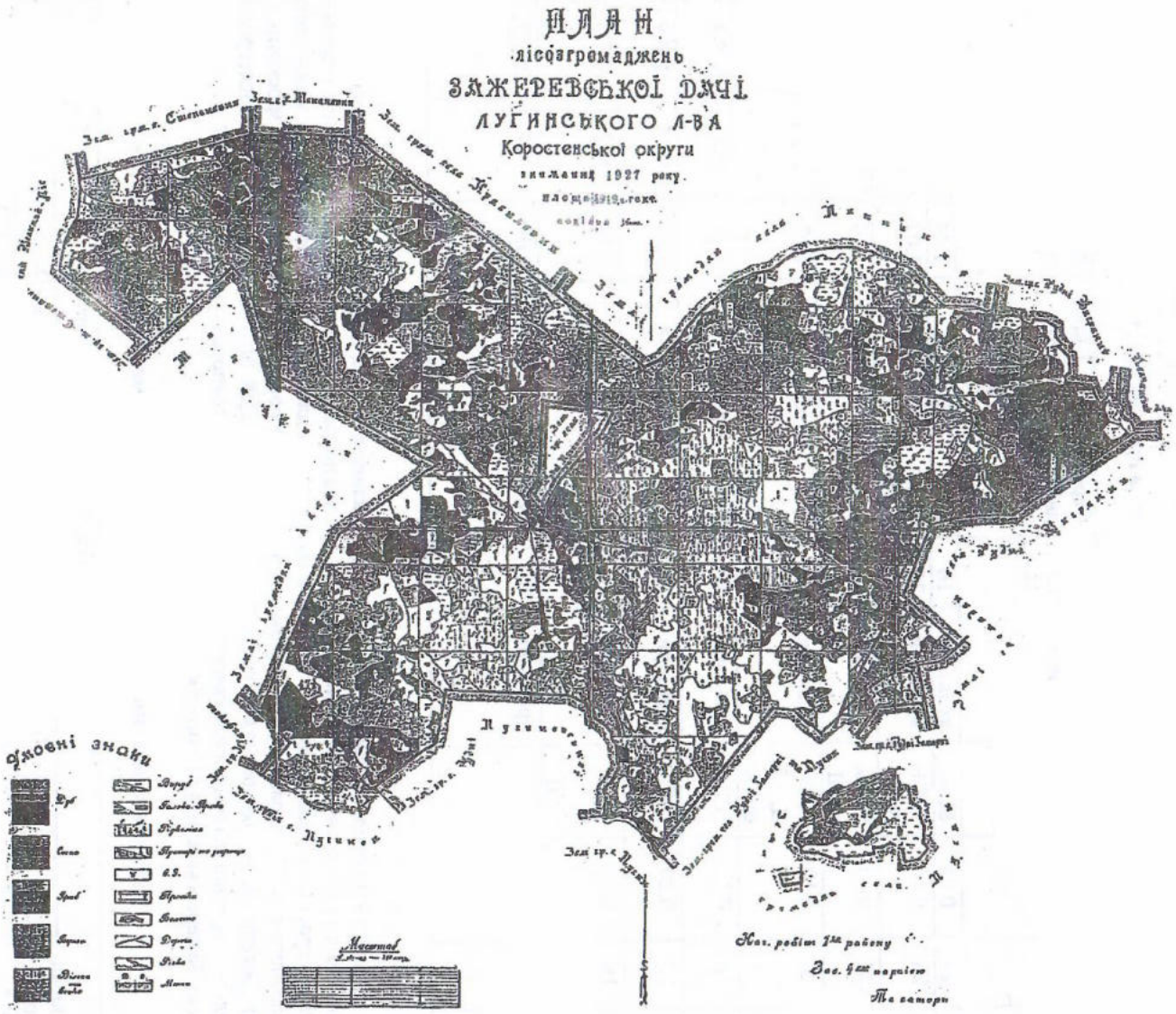
Зажеревська дача впорядкована з розбивкою території на квартали розміром 1х1 км ще в кінці XIX ст. З того часу конфігурація дачі і квартальна мережа істотно не змінились. Північно-західна і північна частини дачі мають більш понижене положення і характерні досить значним розповсюдженням перезволожених площ, більшою питомою вагою листяних деревостанів. У південно-західних кварталах, найближчих до р.Жерев, велика частка дубових насаджень. Майже вся центральна, південна і східна частини дачі зайняті насадженнями з перевагою сосни, на початку XX століття – стиглими і перестійними.

До першої світової війни господарство в насадженнях дачі велось за планом, накресленим під час лісовпорядкування та його ревізій. Вирубка стиглих і перестійних насаджень не перевищувала дозволеного необтяжливого розміру відпуску. В роки ж першої світової і громадянської війн лісове господарство краю повністю занепало [4]. Після націоналізації лісів вони стали об'єктом неконтрольованої експлуатації в обсягах, які набагато перевищували науково обгрунтовану лісосіку. При цьому часто вирубались найцінніші будівельні сортименти, а залишались дров'яні дерева. На початку 20-х років практично всі стиглі і перестійні соснові деревостани Зажеревської дачі були вирубані або зріджені до повноти 0.1-0.3.

Не допомогли спроби навести лад шляхом частих реорганізацій лісового господарства, розподіпу і перерозподілу лісів на лісництва. Так, в 1925 р. було створене Лугинське лісництво Коростенської округи [5], яке вже в 1927 р. при районуванні території і лісовпорядкуванні було реорганізовано і розподілене на 4 дільничні лісництва, серед них і Зажеревське (включало Зажеревську і Литківську дачі). На той час (станом на 1 жовтня 1927 р.) в Лугинському об'єднаному лісництві нараховувалось 3401 га зрубів і галявин – 15.7 % лісової площі. І хоч, як і раніше, в породному складі переважали соснові деревостани (68 % вкритої лісом площі), та питома вага стиглих насаджень знизилась в декілька разів і становила лише 10.8 % (1335 га) загальної площі сосняків. Щорічна лісосіка суцільних рубок по Лугинському лісництву була в ті роки визначена за площею в розмірі 39 га, за масою – 3006 м^3, тобто середній запас стиглих насаджень, призначених в рубку, становив всього тільки 92 м^3 на 1 га, що свідчить про їх виснаженість самовільними рубками воєнного і повоєнного часу [6]. Очне уявленення про стан лісів дає план лісонасаджень Зажеревської дачі лісовпорядкування 1927 р. (див. план), на якому відповідними позначками показані зруби і зріджені деревостани. Розподілені вони були по всій території дачі, але майже суцільний великий масив зріджених соснових насаджень утворювали в частині, яка тяжіла до найбільших навколишніх сіл і хуторів (Лугини, Лугинка, Макаківка, Лугинська Гута) в нинішніх кварталах №№ 75-77, 82-85, 91-94, 99-101 та ін.

В 1930 р. Лугинське лісництво було знову реорганізоване, на цей раз в ліспромгосп системи Наркомлісу СРСР, а з 1936 р. ліспромгосп перейшов у відання новоствореної Головлісоохорони СРСР (з 1937 р. – як Лугинський лісгосп). Лише з цього часу, не дивлячись на неодноразові подальші реорганізації, на території лісогосподарського підприємства, в тому числі і Зажеревської дачі, почалась і надалі систематично продовжувалась цілеспрямована робота по поліпшенню стану та підвищенню продуктивності насаджень, тимчасово перервана другою світовою війною та відбудовним періодом, коли теж допускався істотний переруб розрахункової лісосіки по рубках головного користування. На протязі 50-70-х рр. зріджені насадження були майже повністю реконструйовані, а зруби і пустирі – закультивовані.

Аналіз динаміки запасів насаджень Зажеревської дачі за класами віку в найбільш розповсюджених умовах свіжого субору в період між лісовпорядкуваннями 1957 і 1977 рр. [7] показав, що на протязі 20 років, внаслідок згаданих заходів, середній запас деревостанів усіх класів віку зріс. В молодняках І класу віку він збільшився з 12.3 до 31.5 м^3 на 1 га, ІІ класу – з 46.0 до 79.9, ІІІ – з 104.6 до 126.0, IV – з 137.7 до 176.4, V – з 141.3 до 247.9, VI – з 192.0 до 225.7, VII – з 242.9 до 261.3, VIII – з 229.4 до 292.0 м^3 на 1 га. Приблизно такі ж темпи росту запасів зазначені в соснових насадженнях природного походження. В культурах сосни запаси деревостанів були більшими.


ПЛАН
лісозагромаджень
ЗАЖЕРЕВСЬКОЇ ДАЧІ
ЛУГИНСЬКОГО Л-ВА
Коростенської округи
знятий 1927 року.
Умовні знаки

Зростання запасів деревостанів одного й того ж віку на протязі певного проміжку часу розглядалось, з одного боку, як результат дії природних чинників, а з другого – як наслідок лісогосподарської діяльності, інтенсифікації ведення лісового господарства. Тільки за 1966-1975 рр. зведений обсяг лісогосподарського виробництва в Лугинському лісгоспзазі збільшився з 9.8 до 12.2 крб. на 1 га лісової площі, а витрати операційних коштів – з 6.5 до 9.9 крб. на 1 га. Високими темпами зростала забезпеченість лісогосподарської діяльності основними фондами, в т. ч. і активними. Якщо в 1937 р. частка насаджень штучного походження становила тут 5.2 % вкритої лісом площі, в 1957 р. – 13.1 %, то в 1977 р. – 27.9 %. Позитивним результатом цієї роботи стали також зміни породного складу лісів – збільшення питомої ваги хвойних, насіннєвого дуба, а також дуже суттєве зменшення частки низькоповнотних насаджень. Істотне покращення таксаційних показників соснових насаджень різного віку в Зажеревській дачі добре ілюструється даними пробних площ (табл. 1).

Таблиця 1

Таксаційна характеристика пробних площ

Квартал	Виділ	Пробна площа, га	Склад насадження	Походження	Вік, років	Середній діаметр, см	Середня висота, м	Бонітет	Повнота	Кількість дерев, шт./га	Запас, $м^3$/га
108	27	0.04	8С2Б	культури	16	7.0	6.6	I	1.44	5925	121.6
86	28	0.10	10С+ Д,Б	культури	25	12.1	10.7	I	1.07	2630	162.1
79	22	0.10	9С1Б, од. Д	культури	27	11.9	11.1	I	1.19	2730	221.7
87	5	0.12	10С+ Д, Б, од.Ос	культури	33	16.2	16.0	IA	1.02	1928	309.9
102	8	0.15	10С,од.Б	культури	47	17.9	18.0	I	0.97	1567	339.1
101	12	0.20	10С,од.Б	культури	50	21.5	20.3	IA	0.84	1025	350.9
86	16	0.40	10С+ Б, од.Д	природне	75	26.4	22.2	II	0.79	612	327.6
95	19	0.60	10С, од. Б,Д,Ос	природне	80	34.3	25.9	Ia	0.68	377	399.3

Внаслідок проведеної роботи був зроблений висновок про те, що, при збереженні досягнутого на кінець 70-х років рівня інтенсивності лісового господарства, в умовах свіжого субору слід чекати подальшого зростання продуктивності соснових насаджень, а для досягнення потенціально можливого максимального розміру запасів буде потрібно не менше 40-50 років, причому темпи його зростання в міру наближення до верхньої межі будуть уповільнюватися. Цей прогноз в наступному десятиріччі підтвердився, про що свідчить співставлення, за матеріалами лісовпорядкувань 1977 і 1987 рр., запасів насаджень Зажеревської дачі різного віку в умовах B_2 (табл. 2).

Таблиця 2

Динаміка запасів насаджень Зажеревської дачі в умовах свіжого субору

Рік лісовпорядкування	Запаси на I га за класами віку, $м^3$ на 1 га											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1957	12	46	105	138	141	192	243	220	187	138	100	43
1967	14	49	109	180	159	176	253	218	88	-	-	120
1977	31	80	126	176	248	226	261	292	308	100	-	-
1987	8	98	152	208	262	318	268	273	334	295	-	-
1997	8	48	101	204	230	304	299	216	281	342	261	-

У 1987 р. середні запаси соснових насаджень майже всіх класів віку збільшились у порівнянні з 1977 р. Знизились лише запаси молодняків I класу віку внаслідок скорочення обсягу рубок догляду за ними та запаси деревостанів УІІІ класу віку після інтенсивних прохідних рубок.

Але надалі, на протязі ревізійного періоду 1977-1987 рр., динаміка запасів насаджень дачі зазнала негативних змін. Середні запаси соснових деревостанів всіх класів віку, крім VII і X, істотно зменшились у порівнянні з 1987 р., що є наслідком різкої зміни інтенсивності лісового господарства після аварії на Чорнобильській АЕС. Лугинський держлісгосп виявився одним із найбільш забруднених радіонуклідами в Житомирській області, а насадження Зажеревецької дачі – найзабрудненішими в держлісгоспі. На їх прикладі вивчалась поквартальна мозаїчність радіоактивного забруднення грунтів ^{137}Cs [8, 9]. Значна частина території дачі, переважно якраз та, де в минулому велись виснажливі безсистемні рубки, зі щільністю забруднення грунту, яка перевищує 15 Кі/км^2, віднесена до зони безумовного відселення. За діючими нормативами [10], в цій зоні лісогосподарська діяльність припинена. Обмежене ведення господарства і поза зоною безумовного відселення, що, природно, стало важливим чинником зміни стану насаджень і ходу формування та розвитку лісових біогеоценозів в цілому.

Вже через 8-10 років після аварії на Чорнобильській АЕС в насадженнях дачі почало відчуватись запізнення із проведенням лісогосподарських заходів, а в зоні безумовного відселення – збільшення в деревостанах кількості ослаблених та сухостійних дерев, валежу. Пов'язане це з тим, що в антропогенних лісах порушений природний хід розвитку, і тільки завдяки своєчасному виконанню всього комплексу науково обгрунтованих заходів вони зберігають повну життєздатність і високу продуктивність. Припинення господарської регулюючої діяльності веде до зміни темпів самозрідження деревостанів внаслідок дії постійних та значної кількості локальних та тимчасових природних чинників. Для вивчення швидкості та інших особливостей відпаду в процесі росту соснових насаджень в 1999 р. в Зажеревській дачі проведене експедиційне обстеження радіаційно забруднених лісових масивів, підібрані і закладені пробні площі (табл. 3) із визначенням співвідношення дерев різного санітарного стану, наявності відпаду і валежу. Методичною основою вивчення стану дерев була їх диференціація на декілька категорій за комплексом показників [11, 12].

Таблиця 3

Таксаційні показники насаджень, в яких закладені пробні площі

№№ ПП	Квартал	Виділ	Склад	За даними лісовпорядкування				За даними переобліку			
				вік, років	сер. висота, м	сер. діаметр, см	коеф. напруженості	вік, років	сер. висота м	сер. діаметр, см	коеф. напруженості
59	86	5	10С+Д+Б	47	18	20	80	50	20.2	18.4	110
60	87	4	10С	50	19	20	95	53	22.7	22.4	101
61	86	20	9С1Д+Б	45	18	20	90	48	20.1	19.3	104
62	86	16	5С2Д3Б	11	3	4	75	14	3.7	4.8	77
Середнє:							85				98
51К	101	12	10С+Б	80	25	30	83	83	27.5	29.9	92
52К	101	1	4С5Б1Вл	75	25	30	83	78	30.3	35.6	85
53К	101	13	10С+Б	38	16	16	100	41	17.3	21.6	80
54К	101	7	6С2Д2Б	8	5	5	100	11	5.3	4.2	126
55К	101	8	6С3Б1Д	6	2	2	100	9	3.7	3.6	103
Середнє:							93				97

Визначивши коефіцієнти напруженості росту насаджень на пробних площах, можна зробити висновок про те, що в останні роки зростає напруженість росту майже всіх деревостанів. Проте в зоні безумовного відселення (ПП №№ 59-62) цей показник збільшується значно швидшими темпами. Після останнього лісовпорядкування він збільшився в середньому в насадженнях на пробних площах в зоні з 85 до 98 або на 16.4 %, поза нею (ПП №№ 51К-55К) – з 93 до 97 або на 4.3 %.

Зафіксований на пробних площах розподіл дерев за категоріями стану (табл. 4) дозволяє до деякої міри показати причини зростання напруженості росту та зменшення продуктивності соснових насаджень в зоні безумовного відселення. Після припинення лісогосподарської діяльності в насадженнях цієї зони зросла кількість сухостійних дерев 5-6 категорій – до 4-19 %, а також всихаючих 4 категорії – до 15-22 % загальної кількості. Поза межами зони безумовного відселення питома вага сухостійних і всихаючих дерев набагато нижча – 2-4 і 6-12 % загальної кількості. Відповідно, на пробних площах в зоні безумовного відселення частка здорових дерев 1 категорії зменшилась до 18-22, ослаблених 2 категорії – до 19-23, а дуже ослаблених 3 категорії - до 20-32 %, тоді як поза цією зоною відповідні показники істотно вищі : 1категорія – 22-36, 2 – 28-34, 3 – 22-36 %. Проте проведене співставлення не дає підстави для висновку про достатню інтенсивність лісогосподарських заходів в насадженнях дачі, де радіоактивна забрудненість не перевищує 15 Кі/км^2. Досить висока частка всихаючих і сухостійних дерев показує, що догляд за лісом у багатьох випадках проводиться тут із запізненням. Якщо у зоні

безумовного відселення середній індекс санітарного стану дерев становив 2.92, і за існуючою градацією насадження відносяться до категорії дуже ослаблених [13], то поза зоною індекс стану дерев кращий (2.29). Та все ж і тут насадження потрапляють в категорію ослаблених, що теж негативно впливає на динаміку їх продуктивності.

Таблиця 4

Розподіл дерев сосни на пробних площах за категоріями стану, %

№№ пробної площі	Категорії стану						Індекс стану дерев
	1	2	3	4	5	6	
59	22	23	29	15	4	7	2.77
60	20	22	32	22	4	-	2.68
61	18	19	26	19	5	13	3.13
62	20	21	20	20	7	12	3.09
Середнє:							2.92
51К	22	34	36	6	2	-	2.32
52К	36	32	22	6	4	-	2.10
53К	24	29	36	9	2	-	2.36
54К	26	28	30	12	4	-	2.40
55К	29	28	33	7	3	-	2.27
Середнє:							2.29

Формування відпаду на пробних площах відбувається переважно за рахунок дерев, які належать до найнижчих ступенів товщини і лише частково – до середніх ступенів. Відсутність масового всихання дерев з більшим діаметром є свідченням нормального розвитку процесу відновлення природного ходу самозрідження. В той же час треба мати на увазі, що з роками відпад накопичується, і в лісах зони безумовного відселення, а частково і поза нею, зростає пожежна небезпека, створюються сприятливі умови для утворення осередків шкідників і захворювань лісу. Противагою розвитку негативних тенденцій зниження життєздатності і продуктивності насаджень дачі може стати лише реалізація системи заходів по підвищенню інтенсивності лісогосподарської діяльності в деревостанах, де забруднення не перевищує 15 Кі/км^2, та поступового відновлення господарювання в насадженнях зони безумовного відселення. Поскільки керівні принципи лісогосподарського виробництва на територіях, уражених радіоактивними викидами Чорнобильської АЕС, - забезпечення безпечних умов роботи працівників лісового господарства і випуску продукції лісового господарства, радіоактивне забруднення якої не перевищувало б допустимий рівень, залишаються в силі, шляхи і система заходів по забезпеченню високої життєздатності лісових екосистем в умовах радіоактивного забруднення мають обов'язково враховувати всю специфічність об'єкту.

Спостереження останніх років свідчать про те, що в радіоактивно забруднених лісових насадженнях потужність експозиційної дози гамма-випромінювання зменшилась, порівнюючи з початковою, у декілька разів. Внаслідок радіоактивного розпаду радіонуклідів і складних процесів у лісових екосистемах поступово зменшується і щільність радіоактивного забруднення грунту. Так, наприклад, в Зажеревській дачі щільність радіоактивного забруднення грунту ^{137}Cs в кв. № 62 зменшилась з 18.97 до 13.62 Кі/км^2, в кв. № 76 – з 25.70 до 18.39, № 84 – з 32.73 до 23.48, № 91 –з 19.66 до 14.27 Кі/км^2. За діючими нормативами, враховуючи цей перехід лісових площ в зони з меншим забрудненням, вся західна частина дачі (понад 60 % загальної площі) – компактна територія, що тяжіє до лісовозних доріг, які проходять з кв. № 53 в кв. №№ 83 і 109, з кв. № 61 в кв. № 108, з кв. № 80 в кв. № 108, вже сьогодні може бути об'єктом інтенсивного лісокористування. Звичайно, враховуючи надзвичайно високу мозаїчність просторового розподілу радіонуклідів, здійсненню відповідних лісогосподарських і лісозаготівельних робіт обов'язково повинні передувати відповідні застережні заходи, аналізи зразків грунту і деревини на вміст радіонуклідів. На черзі – реабілітація блоку кварталів (№№ 93-95, 101-103) в південно-східній частині дачі, де щільність забруднення грунту вже зменшилась нижче 15 Кі/км^2 або зменшиться нижче цієї величини в найближчі роки. І тільки відносно невелика площа насаджень (кв. №№ 76-78, 84-86) в центральній частині Зажеревської дачі потребує для реабілітації в них лісового господарства довшого часу і більш складних заходів по підвищенню стійкості і стабілізації продуктивності деревостанів.

Що стосується основної продукції лісового господарства – деревини, слід відмітити, що аналізи її забрудненості радіонуклідами (в корі і без кори) на постійних пробних площах в різних лісорослинних умовах, а також деревини від рубок головного користування, санітарних та пов'язаних із веденням лісового господарства в перші роки після аварії на ЧАЕС (табл. 5), дозволяють зробити висновок про те, що практично всі круглі лісоматеріали різних пород, які отримують під час проведення цих рубок на

Таблиця 5

Результати радіологічного контролю рубок в Зажеревській дачі

Вид рубки	Квартал	Виділ	Порода	Тип лісорослинних умов	Щільність забруднення грунту, кБк/м2	Питома активність, Бк/кг			
						пагони	кора	деревина	
								в корі	без кори
Освітлення	57	6	сосна	B_3	182	376	-	39	-
	57	6	береза	B_3	134	1511	-	133	-
	58	10	сосна	B_3	134	2490	-	368	224
	63	4	дуб	C_3	272	1865	316	279	260
	69	18	береза	B_3	142	1624	-	491	-
	73	13	дуб	B_3	116	1335	-	397	252
	73	13	осика	B_3	158	479	-	201	136
	97	6	сосна	B_3	570	210	-	59	-
	99	22	береза	B_2	152	2303	-	506	362
Прочищення	65	5	дуб	C_3	175	2704	-	329	302
	67	22	сосна	C_3	425	391	260	62	23
	67	22	дуб	C_3	400	2807	1008	466	235
	68	25	береза	C_3	152	1097	305	85	74
	68	25	осика	C_3	185	2451	2277	319	71
	72	3	береза	B_3	105	2018	566	321	208
	72	14	дуб	B_3	-	-	1111	250	147
	72	17	дуб	B_3	155	-	1106	228	117
	74	18	осика	B_3	391	8437	824	1883	582
	74	18	береза	B_3	334	3360	1239	664	327
Проріджування	58	26	береза	C_3	130	2437	662	179	169
	58	26	дуб	C_3	124	9222	1635	557	332
	75	8	дуб	B_3	249	4203	2005	510	217
	83	29	сосна	B_3	738	-	2591	875	666
	92	19	сосна	B_2	338	6191	2303	801	539
	100	23	сосна	B_2	180	1114	769	379	242
	108	11	сосна	B_2	198	400	748	204	141
Прохідна	92	14	береза	B_3	320	2851	2145	514	193
	92	14	осика	B_3	379	3530	2323	614	220
	103	16	сосна	B_2	265	249	998	153	88
	112	10	сосна	B_2	114	512	355	158	87
Санітарна	53	3	сосна	B_3	194	362	544	125	51
	59	5	береза	C_3	87	3245	967	501	160
	76	1	сосна	C_3	536	561	1129	168	91
	84	4	сосна	B_3	505	988	1484	230	78
	95	11	сосна	B_2	1033	2962	4222	857	592
	97	8	дуб	B_2	258	2871	1222	232	110
	97	8	осика	B_2	239	-	2015	510	262
	99	19	сосна	B_2	184	545	881	340	148
	106	8	сосна	B_2	202	1547	1146	283	150
	112	7	сосна	B_2	126	724	837	288	109
Головна	55	17	береза	C_3	120	1522	585	315	132
	55	17	дуб	C_3	103	1032	518	147	116
	60	24	береза	B_3	194	1789	-	346	272
	60	24	дуб	B_3	195	4201	995	883	553
	60	8	дуб	C_3	115	2677	662	187	40
	69	18	сосна	A_3	129	1897	678	795	584
	73	22	сосна	B_3	391	714	842	278	157
	73	22	береза	B_3	306	2370	2146	583	210
	82	8	береза	B_2	192	1344	335	216	89
	82	8	сосна	B_2	219	207	131	125	78
	98	18	сосна	C_4	-	948	1458	289	157
	98	18	береза	C_4	275	2014	804	398	123

виробничих лісосіках, за діючими нормативами [10] придатні для переробки на ті чи інші сортименти. Навіть в зоні безумовного відселення (кв. № 84) питома активність деревини, заготовленої в ході санітарних рубок, становила в корі 230 і без кори – 76 Бк/кг. Дослідження на постійних пробних площах в наступні роки показали збільшення вмісту ^{137}Cs у деревині, а також його більшу диференціацію залежно від умов місцезростання і біологічних властивостей деревних порід. Питома активність деревини, як і інших органів і тканин дерева, зменшується із поліпшенням лісорослинних умов. В той же час інтенсивність накопичення радіонуклідів тканинами та органами деревних порід зростає від свіжих до вологих і сирих гігротопів. На постійних пробних площах в сутрудках, де в однакових умовах живлення і зволоження знаходяться декілька порід, виявлена суттєва різниця питомої активності деревини, що дозволило розмістити основні лісоутворюючі породи в такий ряд : береза повисла > осика > дуб черешчатий > сосна звичайна. В цілому найменша забрудненість деревини зазначена для найбільш розповсюджених в Поліссі України умов місцезростання (судіброви і субори) і лісоутворюючих порід (сосна і дуб) та для найбільш доступних для лісоексплуатації площ (свіжі гігротопи). Якраз всі ці особливості характерні для насаджень Зажеревської дачі, що свідчить про економічну доцільність якнайшвидшого відновлення господарської діяльності у відповідних лісових масивах.

Література

1. Кучма М.Д., Зібцев С.В., Митроченко В.В. та ін. Лісові екосистеми // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – 1996. - № 2 – С. 36-53.
2. Краснов В.П., Бузун В.А., Приступа Г.К. Стан і продуктивність соснових насаджень свіжого субору на території зони безумовного відселення // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України . – Житомир:Волинь,1998. – Вип. 5. – С. 5-13.
3. Балашов Л.С. Прогноз розвитку рослинного покриву в зоні відчуження Чорнобильської АЕС // УБЖ. – 1999. – Том 56, № 4. – С. 388-393.
4. Ліси Житомирщини / За заг. ред. В.І.Ткачука. – Житомир: Журфонд, 1997. – 128 С.
5. Проект организации и развития лесного хозяйства Лугинского лесхоззага Житомирской области. – Ирпень:Укр.лесоустр.предприятие,1988. – Том 1, книга 1. – 180 с.
6. Лісовий фонд України станом на 1 жовтня 1927 р. – Харків:ЦСУ УСРР, 1929. – 80 с.
7. Бузун В. А. Продуктивность сосновых насаждений в Украинском Полесье // Лесное хозяйство.- 1980. - № 1. – С. 25-27.
8. Краснов В.П., Калетник Н.Н., Ирклиенко С.П., Турко В.Н., Орлов А.А. К вопросу изучения радиоактивного загрязнения почвы в лесных зкосистемах // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. – Житомир, 1997. – Вып. 4. – С. 9-16.
9. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. - Житомир:Волинь, 1998. – 112 с.
10. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення. – Київ, 1988. – 88 с.
11. Мозолевская Е.Г., Катаев О.А., Соколова Э.С. Методы лесопатологического исследования очагов стволовых вредителей и болезней леса. – М.:Лесн. пром-сть, 1984. – 152 с.
12. Санітарні правила в лісах України. – Київ:Мінлісгосп України, 1995. – 20 с.
13. Инструкция по экспедиционному лесопатологическому обследованию лесов СССР. - М.: Госкомлес СССР, 1983. – 182 с.

Бузун В.А., Ирклиенко С.П.

Продуктивность и состояние сосновых насаждений Зажеревской дачи Лугинского гослесхоза

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

В статье показана динамика продуктивности сосновых насаждений Зажеревской дачи со времени ее первого лесоустройства. Отмечено, что после длительного периода роста продуктивности в последнее десятилетие определилась тенденция к уменьшению запасов сосняков по классам возрастов, причиной чего является ограничение лесохозяйственной деятельности вследствие аварии на ЧАЭС. В зоне абсолютного отселения возрастает напряженность роста древостанов и объем отпада. Предлагается для стабилизации устойчивости и продуктивности насаждений дачи поэтапное возобновление лесохозяйственных мероприятий с учетом снижения уровня радиоактивного загрязнения почвы.

Buzun V.O., Irklienko S.P.

The productivity and state of pine plantations in Zazherevska dacha of Luginy forest economy

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

The dynamic of productivity of pine plantations in "Zazherevska dacha" since first period of forestmaning is given. It is marked, that after long period of increasing of productivity, during last decade displayed the tendention to decreasing of pine plantations stores in classes of age. The reason is the beginning of forest-economical activity after CNP accident. In the jdligatory eviction strenghtos growht and fall volume increases. For the stabilisation of steadiness and productivity of pine planting of Zazherevska dacha the step-by-step reccomencement of economical activity taking into account decreasing of radioactivity, level of soil is proposed.

Гулик І.Т.
науковий співробітник
Орлов О.О.
кандидат біологічних наук
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м.Житомир

Специфіка споживання козулею європейською різних кормів в лісах Центрального Полісся в залежності від екологічних умов та сезону року

Як відомо з чисельних літературних джерел, в різних природних зонах козуля європейська має досить відмінний склад раціону. Це залежить не лише від природного ландшафту того чи іншого регіону, а й від переважаючих рослинних угрупувань, клімату, висоти розташування кормових стацій над рівнем моря, періодичних міграцій або сезонних кочівель, чи навпаки, осідлості тварин тих чи інших популяцій, освоєності типових екологічних ніш козулі людиною, сезону року та інших факторів. Переважна кількість кормів козулі – це різні види судинних рослин. Так, в Німеччині козуля споживає 400 видів рослин, в Північній Швейцарії – 350 [1], на території сучасних України, Білорусі та Росії – близько 250, з яких в Біловезькій Пущі – 90, в Бєлгородській області – 122 [2].

Козуля, яка населяє лісисті райони Центрального Полісся, серед інших мисливських парнокопитних тварин є одним з основних об'єктів спортивного полювання. Вона відноситься до європейського номінального підвиду – Capreolus capreolus capreolus L.

Дослідження структури та складу раціону козулі в Житомирській області, які проводились з 1995 по 1997 рік [3], були нами проаналізовані, продовжені та значно доповнені даними 1998–2000 рр. Для вивчення сезонної динаміки забруднення лісових копитних звірів радіонуклідами в результаті аварії на ЧАЕС, відстріл козуль проводився в різні сезони року, виключно у лісових угіддях. Угіддя, в яких добувались козулі, на час досліджень були закріплені за 4 державними лісомисливськими господарствами та 8 держлісгоспами об'єднання "Житомирліс" і розташовані переважно в північній частині Житомирської області. Більшість тварин було добуто в Коростенському, Новоград-Волинському державних лісомисливських (раніше – мисливських) господарствах (відповідно – 25 та 21 особина); Овруцько-Народицькому та Овруцькому держлісгоспах (відповідно – 21 та 9 особин). По 6 козуль було добуто в Радомишльському та Коростишівському ДЛМГ; 5 – в Словечанському та 3 – в Житомирському ДЛГ. Інші козулі були відстріляні в лісових масивах Ємільчинського, Олевського, Білокоровицького та Лугинського держлісгоспів.

Для даної роботи було проаналізовано вміст 100 складних шлунків козуль. З цією метою використана уніфікована методика досліджень. Вміст рубця кожного шлунку промивався проточною водою на ситах з діаметром отворів 1 мм, після чого по неперетравлених залишках кормів визначався їх видовий склад та питома частка конкретного компоненту в відсотках від загального об'єму відібраної проби вмісту рубця [3]. Після цього об'ємна частка компоненту в рубці переводилась у вагову частку, з використанням постійних коефіцієнтів маси, специфічних для окремих кормових видів (груп видів) [4]. Види, вагова частка яких в середньомісячному раціоні займала більше 2,5 %, ми віднесли до суттєвих кормів цього місяця [5]. Частота знаходження кормових компонентів в середньомісячних раціонах (частота поїдання) визначалась в % від загальної кількості рубців, проаналізованих протягом окремого місяця, а середньорічна частота поїдання кормового виду визначалась як середнє арифметичне від суми величин частот знаходження цього виду в середньомісячних раціонах.

Результати ботанічного аналізу вмісту рубців свідчать про те, що до складу раціону козулі, яка мешкає в лісових районах Житомирського Полісся, впродовж року входить близько 65 видів судинних рослин та 10 видів грибів. Крім того, в рубцях зустрічалися 2 види класу мохів (Musci) підкласу Bryidae – Climacium dendroides (Hedw.) Web. et Mohr. родини Climaciaceae та Dicranum polysetum Sw. родини Dicranaceae, а також компоненти лісової підстилки: суха трава, опад дерев та кущів у вигляді залишків мертвої кори, гілля, хвої та листя і, навіть, сухих соснових шишок. Вірогідно, ці компоненти не відносяться до харчових об'єктів і прихоплювались козулею випадково під час поїдання основних кормів, проте їх частка в окремих рубцях сягала 2–5 %. Судинні рослини, знайдені в шлунках козуль, відносяться до 3 відділів, 4 класів, 24 порядків, 26 родин, 39 родів та 65 видів [6]. За попередніми дослідженнями [3] вважалось, що до раціону козулі на Центральному Поліссі входить 44 види судинних рослин та 5 видів грибів.

Відділ папоротеподібних (Polypodiophyta) був представлений лише двома видами щитників: чоловічим (Dryopteris filix-mas (L.) Schott.) та шартрським (D. carthusiana (Vill.) H.P.), які відносяться до родини щитникових (Aspidiaceae). Відділ голонасінних поданий одним видом – сосною звичайною (Pinus sylvestris L.). Всі інші визначені види рослин відносяться до відділу покритонасінних (Magnoliophyta), серед яких до класу дводольних (Magnoliopsida) – 48 видів, однодольних (Liliopsida) – 15 видів.

Таблиця 1

Склад раціону козулі та споживання окремих видів кормів у лісах Центрального Полісся.

Кормові види	Кіль-кість видів	Кормові частини даного виду	Питома вага в річному раціоні, %	Частота знаход-ження протягом року,%	Місяці, в які кормовий вид перевищує 2,5% вмісту шлунку
Дуб звичайний		верхівки пагонів,листя	17,17	45	1,2,3,5,6,7,8,9,10,11,12
Осика		– « –	16,65	37	1,2,3,4,5,6,8,9,10,11
Ожина несійська		пагони, листя, корені	9,70	22	4,5,6,9,10,11,12
Верес		олистяні пагони	8,12	22	1,2,3,4,10,11,12
Чорниця		пагони	7,89	55	1,2,3,6,10,11,12
Горобина звичайна		верхівки пагонів,листя	7,83	15	7
Кропиви	2	надземна фітомаса	5,43	21	3,6,8,10
Щучник дернистий		надземна фітомаса	3,70	12	3,4,8
Брусниця		олистяні пагони	3,65	18	3,10,11,12
Дуб звичайний		жолуді	3,44	16	4,9,10,11
Берези	2	верхівки пагонів,листя	2,83	18	2,9,11,12
Анемона дібровна		фітомаса, корені	1,92	5	3,4
Верби	3	верхівки пагонів,листя	1,55	27	1,3,12
Липа серцелиста		верхівки пагонів,листя	1,45	12	6
Сосна звичайна		хвоя, рідко верхів. пагонів	1,19	18	2
Багно звичайне		верхівки пагонів,листя	1,09	12	2,3
Малина		– « –	0,98	2	9
Яблуня лісова		плоди	0,74	7	9,10
Культ. озимі злаки	2	надземна фітомаса	0,67	3	3
Ліщина звичайна		верхівки пагонів,листя	0,61	8	7
Буяхи		– « –	0,59	4	3
Гравілати	2	– « –	0,33	12	1
Гриби шапинкові	7	плодові тіла	0,30	17	10
Печіночниця звич.		надземна фітомаса	0,26	3	12
Горлянка повзуча		– « –	0,26	1	12
Клени	2	верхівки пагонів,листя	0,24	3	
Крушина ламка		пагони, листя, ягоди	0,20	6	
Лісова підстилка		лист.опад, кора, кал звірів	0,16	35	
Груша звичайна		плоди	0,13	2	
Ожика волосиста		надземна фітомаса	0,12	10	
Трутовики	3	плодові тіла	0,11	8	
Осоки	3	надземна фітомаса	0,11	5	
Підмаренники	2	– « –	0,07	3	
Польовиці	5	– « –	0,06	6	
Папороті (щитники)	2	– « –	0,06	5	
Бруслина бородавч.		верхівки пагонів,листя	0,05	3	
Молінія голуба		надземна фітомаса	0,05	2	
Квасениця звич.		– « –	0,05	1	
Вероніки	3	– « –	0,04	7	
Журавлина болотна		фітомаса, ягоди	0,04	4	
Копитняк європ.		надземна фітомаса	0,03	2	
Зніт болотний		– « –	0,03	9	
Дрік красильний		верхівки пагонів,листя	0,03	2	
Мохи	2	надземна фітомаса	0,02	2	
Ситники	2	– « –	0,01	3	
Калина звичайна		листя, ягоди	0,01	1	
Суниці лісові		надземна фітомаса	0,01	1	
Зірочник лісовий		– « –	0,01	1	
Слабник водяний		– « –	0,01	1	
Всі види			100,00		

Серед дводольних рослин, які споживає козуля, найбільш чисельними за кількістю видів виявилися порядки: розоцвітих (Rosales) – 8 видів; вересоцвітих (Ericales) – 6 видів, представлений двома родинами – вересових (Ericaceae) – 2 види, серед яких багно звичайне (Ledum palustre L.) та верес звичайний (Calluna vulgaris (L.) Hull.) і брусничних (Vacciniaceae) з 4 видами: чорниця (Vaccinium myrtillus L.), буяхи (V. uliginosum L.), брусниця (V. vitis-idaea (L.) Avror.) та журавлина болотна (Oxycoccus palustris Pers.), а також вербоцвітих (Salicales) з родиною вербових (Salikaceae) – 4 види: верба попеляста (Salix cinerea L.), верба козяча (S. caprea L.), верба розмаринолиста (S. rosmarinifolia L.) та осика (Populus tremula L.).

Найчисельнішим серед однодольних трав виявлено порядок тонконогоцвітих (Poales) з родиною злакових (Poaceae) – 9 видів, з яких 5 видів – польовиці роду Agrostis L., 2 – культурні злаки: жито посівне (Secale cereale L.) та овес звичайний (Avena sativa L.), а також щучник дернистий (Deshampcia caespitosa (L.) Beauv.) та молінія голуба (Molinia caerulea (L.) Moench).

Серед грибів у рубцях зустрічались представники класу Basidiomycetes: білий гриб (Boletus edulis Fr. ex Bull.), родини Boletaceae свинуха тонка (Paxillus involutus Fr. ex Batsch.), клітоцибе лійковидний (Clitocybe infundibuliformis (Fr.) Quel.) родини Paxillaceae, які відносяться до порядку Agaricales, кілька видів сироїжок роду Russula порядку Russulales, опеньок осінній (Armillariella mellea (Vahl.) Karst.) родини Hygrophoraceae порядку Agaricales; а також класу Poriales: дубова губка (Daedalea gibbosa Pers.) та трутовик горбатий (Daedalea quercina L. : Fr.).

В таблиці 1 представлені середньорічні дані питомої ваги кожного харчового компоненту козулі, частота знаходження їх в рубцях тварин протягом року та кормові частини кожного виду.

Природна флора Центрального Полісся представлена 1403 видами вищих рослин [7]. З них козулею лісових районів для харчування використовується не більше 5 % видів флори. Життєві форми кормових видів лісової козулі на Поліссі представлені 11 видами дерев, 9 – чагарників, 3 видами рослин, які можуть мати обидві ці форми, 6 видами чагарничків, 1 видом напівчагарничка (дрік красильний – Genista tinctoria L.), 36 видами багаторічних трав, 2 – мохів та плодовими тілами 10 видів грибів .

Нами визначені співвідношення різних життєвих форм кормових видів в цілому за рік (рис. 1), а також протягом кожного місяця року (рис. 2), які вказують на те, що козуля лісових районів – це типовий дендрофаг. Близько 60,3 % всіх спожитих козулею за рік кормів складають листя та пагони дерев та чагарників, 21,4 % – фітомаса чагарничків і лише 13,3 % припадає на трави, а також 4,8 % - на плоди та гриби.

Рис. 1. Середньорічна частка окремих груп кормів козулі за їх життєвими формами

Дані, отримані нами по раціону козулі на Житомирському Поліссі, досить істотно відрізняються видовим складом кормів від результатів авторів, які проводили дослідження в угіддях з меншою лісистістю території – в Києво-Чернігівському Поліссі [9] та Центральному Чорнозем'ї Росії [8]. Мала частка багаторічних трав в раціоні лісової козулі пояснюється зменшенням їх участі в живому надгрунтовому покриті типових лісових угідь Центрального Полісся.

Кормові рослини можна розділити на категорії за їх споживанням на основні, другорядні та випадкові. Крім того, вони розділяються на постійні (такі, що зустрічаються протягом різних сезонів року) та сезонні, вживання яких в окремі місяці в кілька разів перевищує їх внесок в середньорічний раціон (рис. 3). Виявлено, що 90% річного раціону складають 15 видів рослин: дуб, осика, ожина, верес, чорниця, горобина, кропива, щучник, брусниця, берези, анемона, верби.

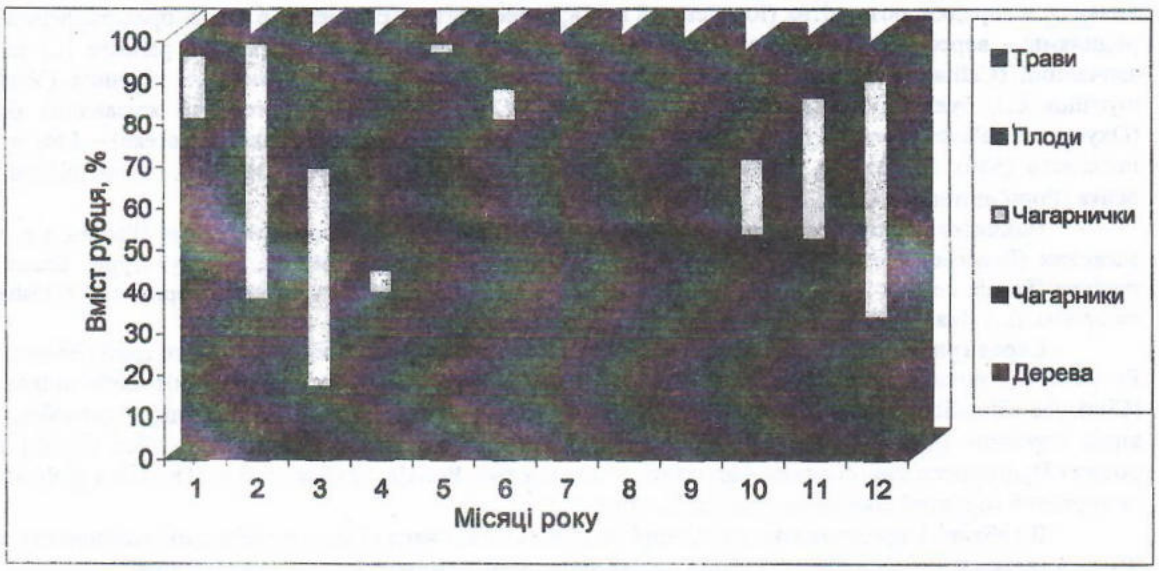
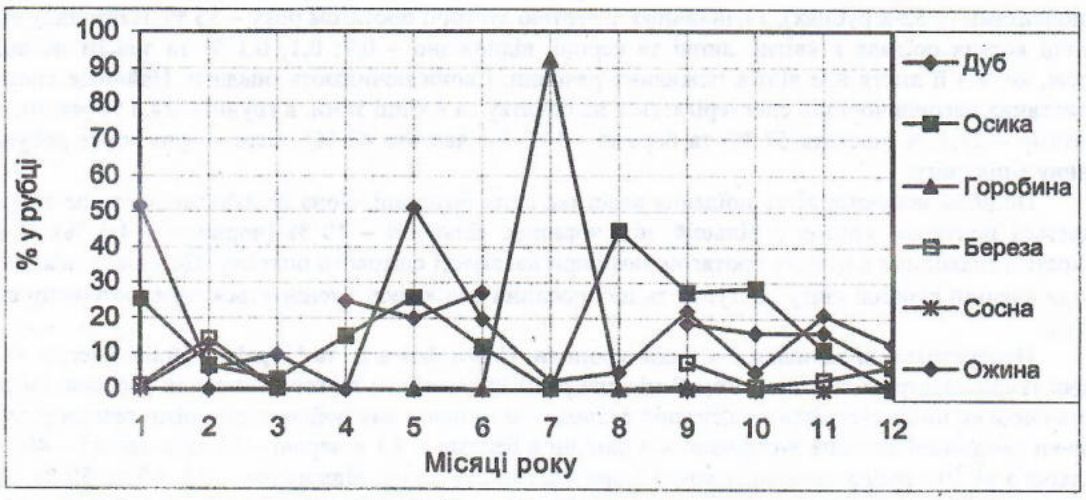


Рис. 2. Динаміка співвідношення основних життєвих форм кормів протягом року

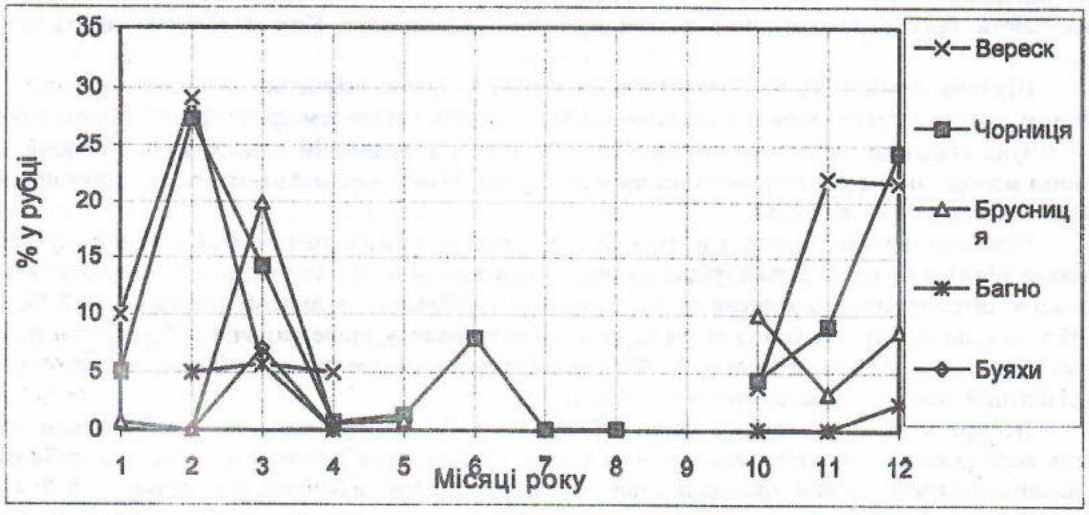
Дуб та осика зустрічаються в рубцях козуль в значній кількості протягом всього року. Їх безлисті пагони поїдаються у великій кількості в січні, відповідно – 51,5 та 25,3 % з частотою знаходження по 57%, в період, коли інші корми є важкодоступними через наявність снігового покриву та низьких температур повітря. Така ж пропорція дуба та осики (разом – 77 %) спостерігається в шлунках у травні з частотою знаходження 75 та 50 %, але, на відміну від січня, в травні козуля споживає молоде листя цих рослин (у дуба – літню його форму). З серпня по жовтень пагони та листя осики переважають в раціоні над дубом, але частота спостерігання обох видів у рубцях однаково висока: в серпні – по 50 %; у вересні – 82 і 90 %, в жовтні – по 65 %. Листя дуба споживається в меншій кількості у цей період, напевно, в зв'язку з меншою його поживністю та гіршою засвоюваністю в організмі тварин, у порівнянні з листям осики, яке часто поїдається навіть пожовклим. Проте з середини вересня по кінець жовтня козулі у великій кількості споживають опалі жолуді дуба, тому осінні кормові ділянки цього звіра часто приурочені до пристигаючих та стиглих насаджень дуба. Питома вага жолудів в середньорічному раціоні козулі за період спостережень складає 3,44 %, але цей показник в окремі роки варіює , в залежності від врожаю жолудів. Період найменшого поїдання цих порід спостерігається в лютому – березні, та в липні – перед початком періоду гону у козуль; крім того, окремо дуба – в травні та вересні (менше 5 %), а осики – в грудні (0,1 %). Деякими авторами зазначалось значне споживання козулею в зимовий період кори осики [5]. Проте дані твердження сумнівні, в зв'язку із специфічним розташуванням зубного ряду, особливо різців на верхній та нижній щелепах у цих тварин, у порівнянні, наприклад, з лосем. В усякому разі нами випадків зустрічі цього компоненту в рубцях козуль не було виявлено.

Досить високим є рівень поїдання козулею протягом року ожини несійської (Rubus nessensis W. Hall.). Тварини харчуються молодим листям та пагонами цієї рослини з квітня по червень (20-27,2 % вмісту рубця) з частотою знаходження в рубцях в цей період, відповідно – 15, 25, 40 % та листям – з вересня по листопад (16-18,6 %) з частотою знаходження – 40, 50 %. Зимовозелене листя цієї рослини поїдається навіть в грудні – 6 % з частотою 25 %. В районах зони відчуження цей вид корму віднесено до другорядних кормів [9]. Подібні висновки можна зробити, аналізуючи споживання інших рослинних кормів. Козуля цих районів часто тяжіє до луків, та перелогів. В районах Центрального Полісся, де лісистість території складає близько 32 %, козуля надає перевагу лісовим угіддям, що може пояснюватись не стільки сприятливими кормовими факторами, скільки кращими захисними умовами цих стацій при підвищеному факторі турбування тварин з боку людини (вища щільність населення, прес з боку мисливців в сезон полювання, велика кількість бродячих собак в угіддях та факти браконьєрства в різні пори року).

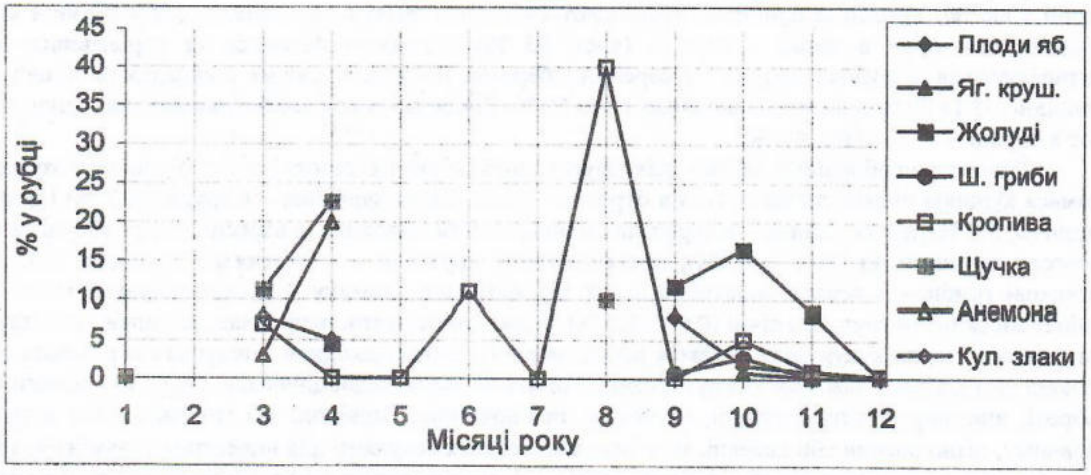
Вічнозелені пагони вересу були виявлені у 32 із 100 досліджених рубців козулі. Ця рослина складає близько 8 % від середньорічного раціону тварин, з частотою знаходження в шлунках протягом року 22 %. Верес поїдається частіше в холодні періоди року і з травня по вересень у вмісті шлунку не зустрічався зовсім. В найбільшій кількості козуля споживає верес в період з листопада по лютий із зниженням споживання в січні, коли чагарничок менш доступний, відповідно – 22,1; 21,7; 10; 29,1 %, та частотою 44, 50, 15, 50 %.



А. Дерева та чагарники



Б. Чагарнички



В. Плоди, гриби та трави

Рис. 3. Поїдання козулею кормів різних категорій (А, Б, В) протягом року

До постійних кормів, як і верес, можна віднести 2-х інших представників порядку Ericales – чорницю та брусницю. У чорниці, в залежності від сезону, поїдаються як олистяні так і безлисті пагони.

Цей чагарничок зустрічався в раціоні козулі найчастіше, в порівнянні з іншими кормовими компонентами (у 62-х рубцях), з найвищою частотою зустрічі протягом року – 55 %. Найменшу кількість чорниці козуля поїдала в квітні, липні та серпні, відповідно – 0,7; 0,1; 0,1 % та зовсім не поїдала в вересні, коли з її листя йде відтік поживних речовин, і вони починають опадати. Найвище споживання неолистяних пагонів чорниці спостерігається на початку та в кінці зими: в грудні – 24,4 % (частота 54 %), в лютому – 27,3 % (частота 67 %) та березні - 14,3 % (частота 42 %), коли козуля може добувати цю рослину з-під снігу.

Подібна закономірність поїдання властива і для брусниці. Вона не втрачає листя на зиму і тому поїдається протягом жовтня в більшій, ніж чорниця, кількості – 10 % (чорниця – 4,4 %). В меншій кількості її знаходили в рубцях протягом зими при наявності снігового покриву. Це можна пояснити тим, що при значній глибині снігу доступність цієї рослини для козулі зменшується через незначну висоту її пагонів.

Неперетравлені залишки 2-х видів кропиви: Urtica dioica L. та U. galeopsifolia Wierzb. ex Opiz в рубцях тварин зустрічались протягом 9 місяців року за винятком лютого, липня та вересня. Ці рослини мають високий вміст вітамінів в надземній фітомасі, можливо тому поїдаються в різні сезони року. Листя кропиви дводомної частіше зустрічалось в раціоні в березні – 7,1 в червні – 11 та в серпні – 40 (в % від загального вмісту рубця середньої козулі) при частоті поїдання, відповідно – 14, 60 та 50 %. Кропива жабрійолиста поїдається з жовтня по грудень, відповідно – 5,1; 1,0; 0,3 % з частотою близько 12 % та в незначній кількості навіть в січні. Не дивлячись на те, що верхівки стебел кропиви на зиму відмерзають та засихають, прикореневі пагони з листям залишаються зеленими. Козуля дістає їх навіть зимою під снігом.

Щучник дернистий, як і обидва види кропиви, також поїдається в окремі періоди року, за винятком лютого, травня–липня та вересня–жовтня. Фітомасу його гемікриптофітної форми в безсніжні зими козуля споживає протягом грудня та січня, хоча і в незначній кількості, вискубуючи з купин щучника молоде листя, яке протикається ще в листопаді. Найбільше молода трава щучника поїдається в березні та квітні – 11,3 та 22,6 %.

Верхівки пагонів, інколи з листям, берез бородавчастої (Betula pendula Roth) та пухнастої (B. pubescens Ehrh), а також шпильки (рідко пагони) сосни звичайної (Pinus sylvestris L.) знаходили в рубцях в однакові періоди, лише з вересня по березень, але найбільше – в лютому (берези – 14,2 %, сосни – 11,7% з част. по 33 %). Весною та літом ці рослини не поїдались, лише на початку березня зустрічались в рубцях одинично в дуже малій кількості. Фітомаса берези, крім лютого, споживалась в означений період в масі більшій, ніж сосна, приблизно в 3,5–4 рази.

Всі три види верб козуля в невеликій кількості поїдала протягом року, за винятком травня та серпня, коли ці види не зустрічались в раціоні зовсім. Найчастіше в шлунках зустрічалась верба козяча. В найбільшій кількості цей вид знаходили в шлунках в грудні, січні та березні, відповідно – 7,5; 3; 4,4 %.

Такі види кормів, як горобину звичайну (Sorbus aucuparia L.), анемону дібровну (Anemone nemorosa L.) та липу серцелисту (Tilia cordata Mill.) беззаперечно можна віднести до типово сезонних. Пагони з листям горобини одинично зустрічаються з кінця травня по жовтень, але у великій кількості споживаються лише в липні – 92,2 % (част. 95 %). Надземна фітомаса та кореневища анемони ідентифікуються в рубцях козуль з середини березня по кінець квітня і складають в цей період, відповідно –3 та 20 % з частотою поїдання 14 та 50 %. Листя липи в значній кількості знаходили в рубцях лише в червні – 16 % (част. 40 %).

Типовою особливістю майже всіх другорядних кормів є сезонність їх поїдання козулею. Так, фітомаса кущиків буяхів споживається в березні – 7,1 %, багно звичайне – в грудні (2,3 %) і в лютому–березні (5; 5,7 %), листя ліщини – в червні та липні (2 та 5 %), малина – в вересні, плоди яблуні та груші – з вересня по листопад (8; 1,7; 0,9%), листя та ягоди крушини – з жовтня по листопад (0,8; 0,2 %), шапинкові гриби – в вересні–жовтні (0,7; 2,8 %), фітомаса озимини – в березні–квітні (8 та 5,1 %), гравілат міський – в грудні та січні (0,6 та 2,9 %). Деякі компоненти, наприклад, залишки підгодівлі (сухе листя віників, зерно кукурудзи), а також помет звірів (кізяки) знаходили в шлунках переважно в другій половині зими. Проте важливість другорядних кормів не варто недооцінювати. Отруйні рослини: багно, папороті, анемону, ягоди крушини, копитняк, печіночницю, барвінок, які ми знаходили в рубцях, в основному, пізно восени або навесні, можливо вживаються козулями для виведення гельмінтів, тому, що в ці пори року в кишечниках та в рубцях, разом з перерахованими компонентами корму ми знаходили різні види мертвих гельмінтів. Поїдання фекалій тварин зимою (для поповнення запасу мінеральних речовин в організмі), навпаки, сприяє зараженню козуль різними гельмінтами. Шапинкові гриби, які козуля споживає протягом осені, можуть не лише забезпечувати її організм значною кількістю білків, а й вносити значний вклад в забруднення його радіонуклідами в умовах лісових угідь Полісся.

Печіночниця звичайна та горлянка повзуча зустрічались в рубцях тільки по одному разу в грудні, але в дуже великій кількості (98,5 та 99 %), тому їх можна віднести як до другорядних, так і до випадкових кормів.

До категорії випадкових можна віднести види, які зустрічаються в раціоні одинично і в малій кількості: молінію голубу, калину, квасеницю звичайну, суниці лісові, зірочник лісовий, слабник водяний. Проте деякі види випадкових кормів зустрічаються досить часто: лісова підстилка, мохи, суха трава. Щодо наявності цих компонентів в рубцях козуль, можна однозначно стверджувати, що вони підхоплюються козулею випадково і, власне, як продукт харчування розглядатися не можуть. Найбільший вміст підстилки в рубцях (в середньому 0,2 – 0,7%) спостерігався з вересня по січень; значно менший (0,05 – 0,1%) – в травні; майже відсутній був протягом літа.

Аналізуючи особливості раціонів козуль окремо кожного місяця року (табл. 2), як за різноманіттям видів та життєвих форм кормових компонентів, так і за питомою вагою окремого виду корму та частотою його зустрічі в раціоні, можна виділити окремі періоди року, в яких раціони різко змінюються. В ці періоди козуля змінює одні стації проживання на інші. Часто це і обумовлюється особливостями її харчування.

Так період з березня по кінець квітня можна охарактеризувати як перехідний від зимового до літнього харчування. В цю пору раціон козулі характеризується найбільшим різноманіттям кормових видів (по 20), які все в більшій кількості з'являються в раціоні по мірі танення снігового покриву та розмерзання грунту. Основне місце в харчуванні в ці місяці займають багаторічні трави, відповідно – 30,1 та 49,4 %. По мірі розпускання листя у дерев та кущів їх частка в раціоні також значно зростає (від 13,7 і 3,5 % до 15 і 25 %). Частка фітомаси кущиків порядку вересоцвітих, навпаки, зменшується – з 52,7 % в березні до 6% в квітні. Козуля в цей період часто відвідує поля з посівами культурних озимих злаків, які протягом березня складають в раціоні 8 %, в квітні – близько 5 %, а також вирубки та галявини, де поїдає в значній кількості молоде листя щучника дернистого (від 11,3 % в березні до 22,6 % в квітні). Важливою кормовою рослиною в ці місяці є анемона дібровна (3 та 20% в раціоні), у якої козуля поїдає не лише надземну фітомасу, а й кореневища.

В травні питома частка трав в раціоні лісових козуль різко зменшується – до 0,3 % за рахунок значного поїдання в цей період молодого листя дерев (дуба і осики) та ожини, яке в сумі займає 97,1 % вмісту шлунків. Серед чагарничків в раціоні зустрічаються лише молоді олистяні пагони чорниці – 2,5 %. Кількість кормових видів, особливо у самок, в цьому місяці різко зменшується (всіх – 10, з яких основних – 3). В цей період дорослі самки приносять потомство, тому тримаються невеликих відкритих кормових ділянок біля загущених молодняків. Рухова активність їх знижується, що пояснюється піклуванням про потомство та його захистом. Кормові ділянки дорослих самців, навпаки, збільшуються, що пов'язано з їх територіальною поведінкою [10], можливо тому раціон самців більш різноманітний. Незалежно від статі, козулі в цей сезон року кормляться переважно до світанку та ввечері (після заходу сонця).

Домінуючими в червневому харчуванні козулі є олистяні пагони дерев (дуба – 19,8 %, осики – 12 %, липи – 16 %, клена – 2 %) і чагарничків (ожини – 27,2 %, ліщини – 2 % та верб); збільшується частка чорниці – до 8 %. Серед інших кормів значну вагу має кропива –11 %. Всього в раціоні червня відмічено поїдання 14 видів рослин, з яких лише 6 можуть перевищувати 2,5 % вмісту рубця.

З середини липня та в серпні у козуль проходить гін. В цей період дорослі самці сильно худіють, про що свідчать результати зважування туш і їх зовнішній огляд. Набір кормових видів в період гону скорочується до 5-6 (основних – 3-4). Протягом цих місяців майже зовсім не поїдаються чагарнички. Досліджуючи раціон козулі в липні, ми натрапили на цікаве явище – основу раціону статевозрілих самців віком 2,5 років і більше на початку гону складали пагони горобини з листям (від 90 до 95% у шлунку), яка лише одинично поїдалась в інші сезони року. Проте це спостереження, в зв'язку з невеликою кількістю добутих тварин може бути випадковим і тому потребує подальшого вивчення. В рубцях тварин в липні зустрічались: листя та пагони дуба – 2,5 %, листя ліщини – до 5 %, одинично – осика та липа. В серпні частка осики займає майже 45 %, дуба –5 %, горобина зустрічається рідко – не більше 0,1 %. Рівень поїдання трав в серпні значно збільшується (кропива – 40 %, щучка –10 %, з частотою зустрічі по 50 %).

З вересня по листопад раціон козулі характеризується поступовим зменшенням частки пагонів дерев (59 %, 37,3 %, 36 %) та чагарників (з 19 до16 %) з одного боку, та зростанням частки чагарничків порядку вересоцвітих (вересу, чорниці, брусниці, багна, буяхів) – з другого. Якщо протягом вересня чагарнички майже не зустрічаються в раціоні, то в жовтні вони складають 18,6 %, в листопаді – 34,3 % і продовжують зростати до грудня –57 %. Кількість кормових видів в ці місяці найбільша протягом року і варіює від 24 в вересні до 32 в листопаді (основних – 6-9). Серед нових для цього сезону видів зустрічаються: верби попеляста та розмаринолиста (1,4-1,6 %), береза (1-7,8 %) та сосна (одинично). З кущів однаково часто (50 %) поїдається лише ожина, яка займає 16–18,5 % від всього раціону. Лише з вересня по листопад ми знаходили в рубцях козуль плоди диких яблунь та груш, які складали разом в вересні – 8 %, в жовтні – 1,7 %, в листопаді – 0,9 %, ягоди калини та крушини. Плодові тіла грибів (сироїжок, свинухи тонкої, білих грибів, опеньок, клітоцибе лійковидного, гірчака) часто знаходили в рубцях в вересні – 0,7 % (част. 80 %), в жовтні – 2,8 % (част. 60 %) та одинично на початку листопада.

Протягом всього зазначеного періоду значну частку в харчуванні займають жолуді, з піком у жовтні – 16,6 % (част. 60-65 %). В жовтні та листопаді поїдається листя кропиви (5,1 та 1 %).

Таблиця 2

Питома частка основних кормових компонентів в раціоні та частота знаходження їх в рубцях козуль протягом року

Кормові види	Місяці року																							
	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12	
	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част	%	част
Дуб	51,5	57	5,8	17	9,7	15	–	–	51	75	19,8	20	2,5	95	5,0	50	22,0	82	5,0	65	21,0	31	12,7	38
Осика	25,3	57	6,7	17	2,9	15	15,0	25	25,8	50	12,0	20	0,1	50	44,8	50	27,5	100	28,4	65	11,2	38	0,1	5
Горобина	–	–	–	–	–	–	–	–	0,3	25	0,2	20	92,2	95	0,1	50	1,0	20	0,2	13	–	–	–	–
Берези	1,2	15	14,2	33	0,2	30	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	7,8	60	1,0	25	3,0	30	6,6	22
Сосна	0,3	12	11,7	33	+	40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	20	0,3	35	+	13	1,3	25
Липа	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	16,0	40	0,1	50	–	–	0,4	50	0,9	25	–	–	+	3
Ожина	–	–	+	17	–	–	24,9	15	20	25	27,2	40	–	–	–	–	18,6	40	15,9	50	16,0	50	5,7	25
Верби	3	40	+	17	4,4	30	+	25	–	–	+	20	+	50	–	–	1,4	80	1,6	25	+	13	7,5	25
Ліщина	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2,0	40	5,0	50	–	–	+	20	–	–	–	–	0,3	3
Верес	10	15	29,1	50	5,7	15	5	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3,8	25	22,1	44	21,7	50
Чорниця	5,1	43	27,3	67	14,3	42	0,7	75	1,3	50	8,0	20	0,1	50	0,1	50	–	–	4,4	70	9,0	80	24,4	54
Брусниця	0,7	15	–	–	19,9	57	0,6	50	0,8	25	–	–	–	–	–	–	–	–	10,0	35	3,2	44	8,6	25
Багно	–	–	5,0	33	5,7	43	+	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,1	13	+	13	2,3	10
Буяхи	–	–	+	11	7,1	14	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	13
Яблука	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8,0	60	1,7	25	0,9	13	+	3
Крушина	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,8	13	0,2	13	–	–
Жолуді	–	–	–	–	–	–	4,5	25	–	–	–	–	–	–	–	–	11,8	65	16,6	60	8,4	31	+	6
Гриби	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,7	80	2,8	60	0,1	13	–	–
Кропива	+	14	–	–	7,1	14	+	20	+	25	11,0	60	–	–	40,0	50	–	–	5,1	13	1,0	13	0,3	13
Щучник	+	30	–	–	11,3	14	22,6	25	–	–	–	–	–	–	10,0	50	–	–	–	–	+	13	+	6
Анемона	–	–	–	–	3,0	14	20,0	50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Культурні злаки	–	–	–	–	8,0	29	5,1	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Печіночн.	–	–	–	–	–	–	+	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3,1	3
Гравілат	2,9	30	–	–	–	–	+	25	0,3	25	–	–	–	–	+	50	–	–	–	–	–	–	0,6	6
Горлянка	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3,1	3
Ін. корми	–		0,2		0,7		1,6		0,5		3,8		–		–		0,8		1,4		3,9		1,7	
Всього	100		100		100		100		100		100		100		100		100		100		100		100	
Осн видів	6		7		12		7		3		6		3		4		6		9		8		9	
N рубців	7		6		7		4		4		5		3		3		5		8		16		32	

В грудні та в лютому корми дуже подібні, як за набором видів, так і за кількістю їх споживання. Пагони дерев (дуба, осики, берези, сосни) та чагарників (верб, ожини) разом складають: в грудні – 34%, в лютому – 38 %. Майже в однаковій кількості в ці два місяці поїдаються чагарнички (57 та 61 %): чорниці, відповідно – 24,4 та 27,3 %, вересу – 22 та 27 %, багна – 2,3 та 5 %. Проте в сніжні зими протягом січня та лютого майже зникає з раціону брусниця. Серед інших кормів протягом грудня в рубцях досить часто зустрічаються гемікриптофітні рослини, а саме гравілат, ожика, папороті, щучник, польовиці; рідше – жолуді. Печіночниця та горлянка повзуча зустрічались лише по одному разу, але в дуже великій кількості (99,9 та 99,8 % вмісту рубця). Варто відмітити, що в порівнянні з груднем та січнем, в лютому з дерев збільшується поїдання лише сосни та берези, які складають, відповідно, 11,7 та 14,2 % раціону. Можливо, споживаючи шпильки сосни, козуля таким шляхом відновлює в організмі запаси вітамінів після виснажливого голодного періоду.

В січні, коли встановлюється сніговий покрив, раціон козулі різко відмінний. Козуля погано копитить при глибині снігу більше 20 см, тому це надто ускладнює добування фітомаси зимовозелених чагарничків, питома вага яких в раціоні зменшується в 3,6–4 рази і складає в сумі не більше 16 %. Натомість, не менше 80 % кормів займають пагони дерев та кущів. У рубцях 4-х з 7 добутих в січні козуль пагони дуба займали від 80 до 99 %; у 2-х пагони осики – 80 та 97 %; і лише у однієї, добутої в останніх числах січня козулі, вміст шлунку на 70 % складався з пагонів вересу. У деяких рубцях тварин в цей період ми знаходили плодові тіла трутових грибів кількох видів. З основних видів кормів в січні зустрічались лише п'ять.

Аналізуючи результати проведених нами досліджень, варто відмітити, що раціон козулі досить різноманітний і в окремі періоди року істотно змінюється, як за категоріями кормів (життєвими формами), кількістю кормових видів, так і за питомою вагою окремих компонентів та частотою їх поїдання козулею.

Екологічний аналіз залежності кормових видів козулі від вологості та багатства грунту показує, що в переважній більшості вони відносяться до мезотрофів, мезофітів та олігомезотрофів і їх основними біотопами є свіжі та вологі субори та сугрудки. Ці біотопи є основними і для проживання козулі.

Порівнюючи раціони козуль в конкретний період року в різних мисливських господарствах Житомирської області, ми не знайшли в них суттєвих відхилень в переліку кормових видів та об'ємах їх поїдання.

Література

1. Тимофеева Е.К. Косуля. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1985. – 224 с.
2. Соколова С.М., Данилкин А.А. О питании сибирской косули // Зоологич. журн. – 1977. –Т. 56, вып.12. – С. 1870-1873.
3. Краснов В.П., Шелест З.М., Орлов О.О. та ін. Радіоекологія козулі європейської в Центральному Поліссі України. – Житомир: Волинь, 1998. – С. 38-54.
4. Eriksson O., Palo T., & Söderström L. Reindeer grazing in winter time // Växtbiologiska studier, 13. ISBN 91-7210-813-4 – Uppsala, 1981.
5. Eriksson O., Gaichenko V., Goshchak S. et al. Evolution of the contamination rate in game // The radioecological conseguences of the Chernobyl accident / Proc. of the first international conference Minsk, Belarus 18 to 22 March 1996 / Eds. A. Caraoglou et al. – Luxembourg, 1996. – P. 147-154.
6. Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др. Определитель высших растений Украины. – К.: Наукова думка, 1987. – 548 с.
7. Орлов О.О. Систематичний аналіз флори судинних рослин Житомирської області // Тез. наук.-краєзн. конф. – Вол.-Волинський – Житомир, 1995. – С. 135-143.
8. Простаков Н.П. Косуля Центрального Черноземья : Автореф. дис. ... к.б.н. – М., 1989. – 19 с.
9. Петров М.Ф. Корм козулі (Capreolus capreolus L.) у Зоні відчуження Чорнобильської катастрофи на території України // Проблеми Чорнобильської Зони відчуження. – Вип. 3. – К.: Наукова думка, 1996. – С. 105-114.
10. Deppesen J.L. Home Range and Movements of Free-Ranging Roe Deer (Capreolus capreolus) at Kalo // Dan. Rev. Game Biol. – 1990. – Vol. 14. – P. 1-1312.

Гулик И.Т., Орлов А.А.

Специфика потребления косулей европейской различных кормов в лесах Центрального Полесья в зависимости от экологических условий и сезона года

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г. Житомир

Статья посвящена особенностям потребления косулей различных кормовых видов (веточных, кустарничков, трав, плодов, грибов) в лесах Центрального Полесья в различных типах леса и сезоны года

(зима, весна, лето, осень). В каждый из исследуемых периодов детально проанализированы статистические данные по участию основных видов кормов в содержимом рубца (%).

Gulik I.T., Orlov O.O.

Specificity of consumption by roe-deer of various fodder plants in forests of Central Polessye in dependence from ecological conditions and year season

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

The article is dedicated to peculiarities of consumption by roe-deer of various fodder plants (twigs, feed, dwarf-shrubs, fruits, mushrooms and herbs) in the forests of Central Polessye in different forest types and year seasons (winter, spring, summer, autumn). Statistical data on participation of the main fodder species in roomen content have been analyzed in detail in each from investigated period (%).

В.Л.Мєшкова,
кандидат біологічних наук,
Український науково-дослідний інститут
лісового господарства та агролісомеліорації
імені Г.М.Висоцького, м.Харків

Глобальні та локальні причини спалахів комах–шкідників хвої сосни у Поліссі

Комахи, що пошкоджують асиміляційний апарат сосни звичайної, здатні утворювати спалахи масового розмноження, які охоплюють великі площі та призводять до зниження приросту та всихання певної частини насаджень.

Аналіз інформації щодо динаміки спалахів хвоєгризів на Україні, зібраної у базах даних інформаційно-пошукової системи «Лісозахист» [1], а також літературних даних дозволяє помітити дві на перший погляд суперечні закономірності. З одного боку, спалахи розвиваються синхронно у різних точках земної кулі, а з другого – можуть виникати в одних виділах і бути відсутніми у інших виділах тих самих насаджень.

Було встановлено, що ймовірність виникнення спалахів хвоєгризів майже вдвічі вища в степовій зоні у порівнянні з Правобережним Лісостепом, а у Правобережному Лісостепу майже вдвічі вища у порівнянні з Поліссям [2].

Цей факт пояснюється тим, що грунтові та кліматичні умови в Поліссі сприятливі для росту лісів, в яких зберігається вікове та видове різноманіття, а також стійкість до пошкоджень. Аналіз причин погіршення стану лісів Полісся в останні роки показує, що у всиханні лісів найбільш значну роль відіграють зміни у водному режимі грунтів, які підвищують вразливість насаджень до біотичних факторів, зокрема, комах [3].

Саме тому, що спалахи хвоєгризів виникають у Поліссі досить рідко, але співпадають за часом із розмноженням шкідників у інших зонах та країнах, ми вирішили приділити увагу аналізу умов, що сприяють розвитку осередків у цій природній зоні.

В Українському Поліссі відмічені спалахи звичайного (*Diprion pini* L.) та рудого (*Neodiprion sertifer* Geoffr.) соснових пильщиків, соснового шовкопряда (*Dendrolimus pini* L.) та шовкопряда-монашки (*Porthetria monacha* L.).

За багаторічними даними, осередки звичайного соснового пильщика були відмічені у Чернігівській та Сумській областях у 1951–1954, у Сумській, Київській, Чернігівській у 1962–1966, у Київській у 1974–1976 рр.

Сосновий шовкопряд утворював спалахи масового розмноження у Рівненській, Житомирській, Київській, Чернігівській областях у 1953–1955, у Київській, Сумській та Чернігівській у 1962–1966, 1974–1976, 1984–1986 рр.

За даними останніх 15 років, осередки звичайного соснового пильщика охопили в 1994 році 12 областей України, у тому числі, у Волинській області вони складали 563, а у Рівненській – понад 4000 га (0,2 та 1,2% від усієї площі осередків в Україні). У цей же час чисельність цього шкідника зростає у Білорусі (1993–1996) [4], Литві (1993–1994) [5], Польщі (1991–1995) [6].

Максимальна площа осередків рудого соснового пильщика у Київській області спостерігалася у 1998–1999 рр. (понад 1000 га, 0,93% від усієї площі осередків в Україні). Спалахами цього шкідника у ці роки охоплено 13 областей України, у Білорусі розмноження рудого соснового пильщика відмічено у 1993–1995 рр. [4].

Осередки соснового шовкопряда у Чернігівській області розвивалися на площі 650 га у 1985 р., у Київській –на 200 га у 1985–1987 та майже на 2000 га у 1997–1999 рр., у Житомирській – на 1374 га у 1996 р. У 1985–1987 рр. спалахи цього виду відмічені у Миколаївській та Херсонській, у 1997–1999 – у Харківській та Черкаській областях. У 1992–1996 рр. спалах соснового шовкопряда поширився у Польщі [6], у 1994–1996 – у Литві [5], у 1994–1997 – у Білорусі [4].

Шовкопряд-монашка у Чернігівській області пошкоджувала ліси у 1993–1994 рр. на площі 1782 га, у Київській – на площі 116 га (1994–1995 рр.). Спалах шовкопряда-монашки у Польщі спостерігався у 1991–1995 [6], у Білорусі – у 1993–1996 рр. [4].

Одночасність масової появи багатьох видів комах-шкідників сільського і лісового господарства у різних регіонах, які значно віддалені один від одного і відрізняються особливостями грунтово-кліматичних умов, свідчить про загальну закономірність цього явища. Вплив сонячної активності на динаміку популяцій комах, що здійснюється прямо та опосередковано через погодні умови, кормові рослини, доказаний у роботах багатьох авторів [7–9].

Запропонована А.Л.Чижевським [7] методика аналізу природних процесів при розміщенні даних відносно максимумів сонячної активності у межах 11-річних циклів була апробована нами на матеріалах з динаміки осередків комах-листогризів за 1947–1989 рр. [9].

Виправдання прогнозу розвитку спалахів у 90-ті роки дозволяє в подальшому застосовувати такий підхід при аналізі динаміки чисельності шкідників лісу. У таблицях 1, 2 показаний розподіл спалахів хвоєгризів у різні роки відносно максимуму та мінімуму сонячної активності. Крім поліських областей, наведені для порівняння дані з інших областей України та сусідніх країн. Можна помітити, що спалахи хвоєгризів здебільшого розвиваються у роки зниженої сонячної активності.

Таблиця 1

Поширення осередків хвоєгризів відносно максимуму сонячної активності

Країни, райони спалахів	Роки відносно максимуму сонячної активності											
	-4	-3	-2	-1	**пік**	1	2	3	4	5	6	
		1944	1945	1946	**1947**	1948	1949	1950	1951	1952	1953	
		1954	1955	1956	**1957**	1958	1959	1960	1961	1962	1963	
	1964	1965	1966	1967	**1968**	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975
		1976	1977	1978	**1979**	1980	1981	1982	1983	1984	1985	
		1986	1987	1988	**1989**	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
	1996	1997	1998	1999								
Сосновий шовкопряд												
Білорусь	x	x								x	x	
Польща	x							x	x	x	x	
Литва	x									x	x	
Житомирська	x	x	x								x	
Чернігівська	x	x	x							x	x	
Київська	x	x	x	x						x	x	
Рівненська		x	x								x	
Сумська	x	x	x	x						x	x	
Шовкопряд - монашка												
Білорусь	x								x	x	x	
Польща							x	x	x	x	x	
Київська										x	x	
Чернігівська									x	x		
Звичайний сосновий пильщик												
Білорусь	x								x	x	x	
Литва									x	x		
Польща							x	x	x	x	x	
Волинська	x									x	x	
Київська	x	x	x							x	x	x
Чернігівська	x	x	x						x	x	x	
Сумська	x	x	x						x	x	x	
Рівненська									x	x		

Дійсно, виживання філлофага залежить від рівноваги між ентомостійкістю дерев і спроможністю комах перебороти їх захисні механізми. У насадженні в міжспалаховий період зберігається чисельність комах, мінімально необхідна для виживання популяції. Зміни погодних умов, які відбуваються внаслідок дії циклів сонячної активності на циркуляційні процеси в атмосфері, характерні для даної місцевості, впливають на фізіологічний стан рослин. Так, зневоднення дерев наприкінці зими відбивається на інтенсивності появи та життєздатності сосучих коренів у сосни, внаслідок чого порушується рівновага між ростом коріння та розвитком бруньок. Посуха впливає на ріст пагонів та вміст різних компонентів у хвої, а саме, збільшується кількість білків та вуглеводів і зменшується кількість захисних речовин.

Посухи та сурові зими проявляються, як правило, на фоні низької активності сонця, а роки його максимальної активності найбільш сприятливі для росту дерев [10].

Погодні умови, що передували розвитку спалахів масового розмноження соснового шовкопряда у Житомирській області у 1996 р. та звичайного соснового пильщика у Рівненській у 1994 р., відображені на клімадіаграмах (рис. 1, 2).

Для розвитку спалаху соснового шовкопряду у Житомирській області склалися сприятливі погодні умови у 1994 році (рис. 1).

Таблиця 2

Поширення осередків хвоєгризів відносно мінімуму сонячної активності

Країни, райони спалахів	Роки відносно мінімуму сонячної активності											
	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	мін.	1	2	3	4
		1948	1949	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	
		1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968
	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	
		1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	
		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Сосновий шовкопряд												
Бєларусь						x	x	x	x			
Польща				x	x	x	x	x				
Литва						x	x	x				
Житомирська							x	x	x			
Чернігівська						x	x	x	x			
Київська						x	x	x	x	x	x	
Рівненська							x	x	x			
Сумська						x	x	x	x			
Шовкопряд - монашка												
Бєларусь			x	x	x	x	x	x				
Польща			x	x	x	x	x					
Київська						x	x					
Чернігівська					x	x						
Звичайний сосновий пильщик												
Бєларусь					x	x	x	x				
Литва					x	x						
Польща			x	x	x	x	x					
Волинська						x						
Київська						x	x	x	x	x		
Чернігівська					x	x	x	x	x	x		
Сумська					x	x	x	x	x	x		
Рівненська						x						

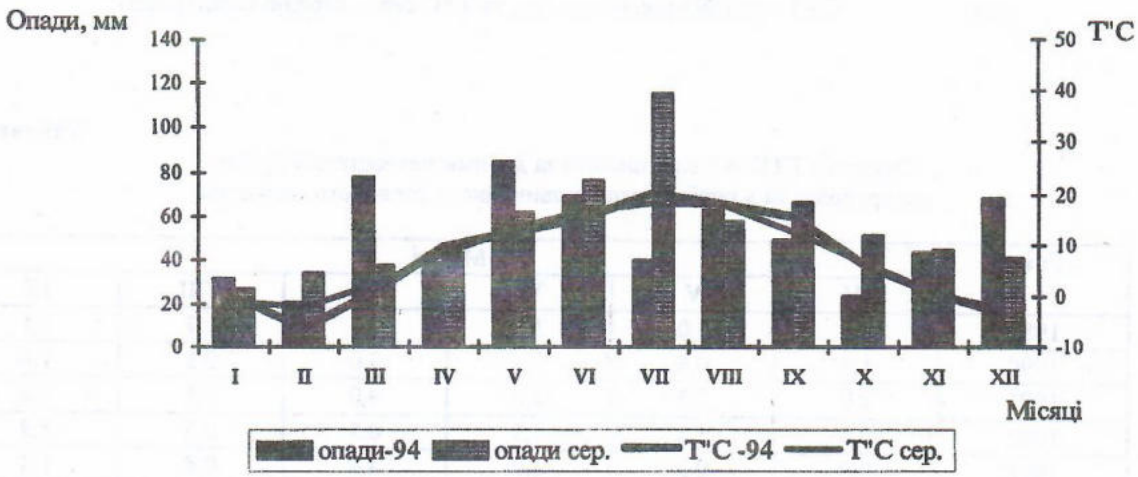


Рис. 1. Клімадіаграма за даними метеостанції Овруч
(Умовні позначення: опади-94 та T°C-94 – за 1994 рік;
опади сер. та T°C сер. – середні багаторічні)

По-перше, морози у лютому у сполученні зі зниженою кількістю опадів створили умови для зневоднювання дерев наприкінці зими та зниження їх стійкості. Про посилення інтенсивності УФ випромінювання у холодну та ясну погоду, що ослаблює кормові дерева та стимулює розвиток філлофагів повідомляє В.І. Бенкевич [11].

По-друге, у липні 1994 р. кількість опадів була майже втричі менша, а середньомісячна температура – майже на два градуси вища за середню багаторічну норму. Саме у липні відроджуються гусениці соснового шовкопряда та починають живлення. Сухолюбні та теплолюбні гусениці не страждають від недостатку вологи та високої температури, на відміну від кормової рослини – сосни. У таких погодних умовах, що склалися, у хвої підвищується вміст цукрів та білку, і знижується інтенсивність виділення живиці. Все це сприяє високій життєздатності гусениць соснового шовкопряда.

По-третє, зниження кількості опадів у вересні – жовтні сприяло підтримці оптимального для гусениць вмісту поживних речовин у хвої, що дало можливість підготуватися до зимівлі.

Сприятливі умови живлення соснового шовкопряда забезпечили високу життєздатність гусениць та плодючість метеликів у 1995 році, внаслідок чого загроза пошкодження насаджень на 1996 рік становила в епіцентрі осередку близько 100 %.

Погодні умови напередодні спалаху звичайного соснового пильщика у Рівненській області характеризує клімадіаграма (рис. 2) та дані табл. 3.

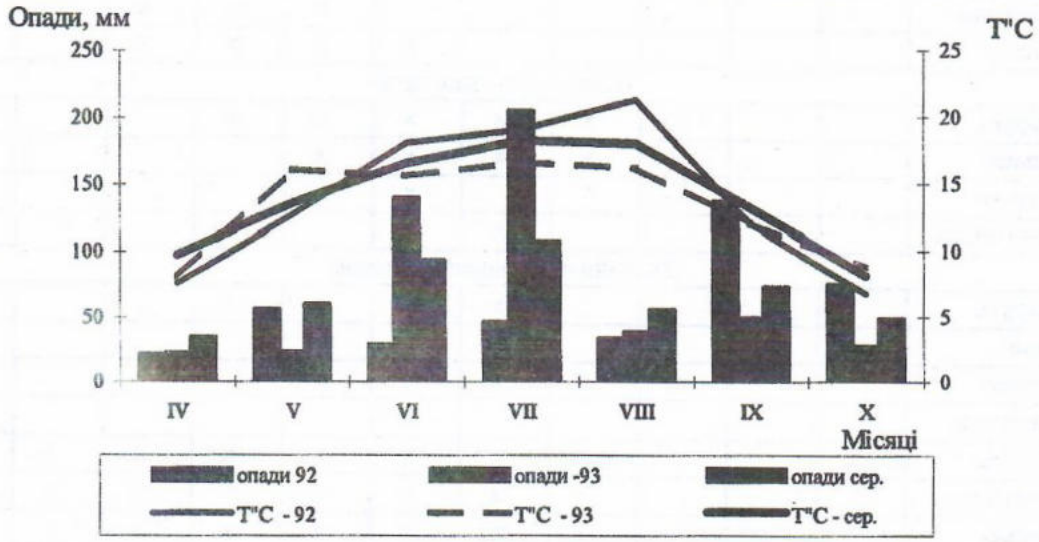


Рис. 2. Клімадіаграма за даними метеостанції Дубно
(Умовні позначення: опади 92 та T°C 92 – за 1992 рік;
опади 93 та T°C 93 – за 1993 рік; опади сер. та T°C сер. – середні багаторічні)

Таблиця 3

Значення ГТК за Селяниновим за даними метеостанції Дубно
напередодні та в період спалаху звичайного соснового пильщика

Роки	Місяці					
	IV	V	VI	VII	VIII	IX
1989	1,6	3,0	3,2	0,7	1,7	1,1
1990	1,9	0,8	1,9	2,0	0,5	1,8
1991	1,0	2,3	2,2	4,0	1,1	1,8
1992	0,9	1,4	0,5	0,8	0,5	3,8
1993	0,9	0,5	3,0	4,0	0,8	1,4
1994	0,5	0,8	0,8	0,3	1,4	1,4
Середній багаторічний	1,1	1,5	1,9	2,0	1,0	1,9

Личинки звичайного соснового пильщика розвиваються у двох поколіннях на рік. У разі несприятливих погодних умов навесні розвиток личинок першого покоління уповільнюється, і друге покоління не встигає догодуватися. Влітку 1992 року середньомісячні температури повітря майже на 3°С перевищували середню багаторічну, що сприяло швидкому розвитку особин. Кількість опадів у 1992 р. була нижча за середню багаторічну (у 1,64 рази у квітні, у 3,2 – у червні, у 2,3 – у липні, у 1,65 – у серпні), що також сприяло швидкому розвитку личинок та їх високому виживанню. ГТК за Селяниновим складав 0,5 у червні та серпні і 0,8 у липні (табл. 3).

Незважаючи на зниження температури у вересні–жовтні у порівнянні з середньою багаторічною, значна частина особин другого покоління встигала закінчити розвиток. Крім того, погодні умови сприяли вильоту імаго з коконів, що були у діапаузі.

У 1993 р. температура повітря у травні була майже на 3°С вища, опади – майже вдвічі менші за середні багаторічні, а ГТК за Селяниновим дорівнював 0,5. Низькі значення ГТК у серпні попереднього року в сполученні з низьким значенням його у травні – червні поточного, що спостерігалися протягом двох років (1992–1993 і 1993–1994), свідчать про те, що для насаджень склалася найбільш загрозлива ситуація, а для шкідників – найбільш сприятлива.

Аналіз поширення осередків хвоєгризів показує, що спалахи як звичайного соснового пильщика, так і соснового шовкопряда розвивалися головним чином у соснових насадженнях, що ростуть на піщаних грунтах, де колись було тривале сільськогосподарське користування. На таких землях верхній шар грунту менш щільний у порівнянні з більш глибокими шарами, і коренева система, що зосереджена головним чином у ньому, одержує вологу від атмосферних опадів. У період посухи верхній шар таких грунтів пересихає, і сосна відчуває недостаток вологи, який збільшується з віком. Це призводить до підвищення вразливості дерев до хвороб та шкідливих комах.

Висновки. Спалахи хвоєгризів у Поліссі найчастіше розвиваються у роки зниженої сонячної активності, коли складається погодна ситуація, несприятлива для насаджень, пов'язана з погіршенням режиму зволоження. Через те, що для кожної точки земної кулі погоду обумовлює не тільки сонячна активність, а й ціла низка локальних циркуляційних процесів, такі загрозливі для насаджень і сприятливі для шкідників погодні умови утворюються не всюди. Якщо у періоди, критичні для певних видів шкідників, створюється сприятлива для їх розмноження погодна ситуація, то розвивається спалах.

Література

1. Мєшкова В.Л. Використання персональних комп'ютерів для збереження та аналізу лісопатологічної інформації //Лісівництво і агролісомеліорація. - 1994. Вип.88. – С. 64–66.
2. Meshkova V. Forest pests outbreaks prognosis on the base of climatic factors analysis / Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe (Proc. of the Second Workshop of the IUFRO Working Party 7.03.10, April 20-23, 1999, Sion-Chateauneuf, Switzerland). Editors Beat Forster, Milos Knizek, Woiciech Grodzki. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland, 1999. – P. 74–79.
3. Мєшкова В.Л., Усцький І.М. Характер та головні причини всихання лісів Полісся // Лісівництво та агролісомеліорація, 1999. – Вип. 95: Здоров'я лісу. – Харків: РВП «Оригінал», 1999. –С. 64–67.
4. Красько Г.А., Филиппович В.Н., Современное санитарное состояние лесов республики Беларусь / Состояние и мониторинг лесов на рубеже XXI века. Матер. межд. науч.-практ. конференции. Минск, 7–9 апреля 1998 г.–Минск: ИЭБ НАН Беларуси-БГТУ. 1998.– С. 22–27.
5. Zolubas P. Pest status and recent insect outbreaks in pine forests of Lithuania / Methodology of forest Insect and Disease Survey in Central Europe. Proceed. of the Second Workshop of the IUFRO WP 7.03.10, April 20–23, 1999, Sion-Chateauneuf, Switzerland. Birmensdorf, Swiss Federal Inst. for Forest, Snow and Landscape Research. Ed. Forester B., Knizek M., Grodzki W., 1999. – P. 80-83.
6. Kolk A. Outbreaks of pine defoliating insects in Poland in the period 1991–1996 / Ibid. – P. 89–91.
7. Чижевский А.Л. Земное эхо солнечных бурь. - М.: Мысль, 1976. – 214 с.
8. Белецкий Е.Н. Теория цикличности динамики популяций //Известия Харьковского энтомол. Об–ва. 1993. – Т.1.– Вып. 1. - Харьков: 1993. – С. 5–16.
9. Мєшкова В.Л. Можливості довгострокового прогнозування динаміки чисельності найголовніших листогризучих шкідників лісу на території України // Лісівництво і агролісомеліорація. 1993. –Вип. 86. – С. 44–48.
10. Ловелиус Н.В., Грициан Ю.Н. Лесные экосистемы Украины и тепло- и влагообеспеченность. – СПб.: Петровская академия наук и искусств, 1998.– 336 с.
11. Бенкевич В.И. Массовые появления непарного шелкопряда в Европейской части СССР.– М.: Наука, 1984.–142 с.

В.Л.Мешкова

Глобальные и локальные причины вспышек насекомых–вредителей хвои сосны в Полесье

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации имени Г.М.Висоцкого, Харьков

Проанализированы условия возникновения вспышек вредителей хвои сосны в Полесье. Установлено, что они чаще развиваются в годы сниженной солнечной активности при условии реализации благоприятной погодной ситуации в критические периоды, характерные для тех или иных вредителей.

Ключевые слова: хвоегрызущие насекомые, вспышки, очаги, солнечная активность, гидротермический коэффициент.

V.L.Meshkova

Global and local causes of pine foliage insect pests in Polissya

Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry and Forest Amelioration named after Vysotskiy, Kharkow

Conditions of pine defoliators outbreaks occurrence in Polissya are analyzed. It is stated that they develop more often in the years of low sun-spot activity in the case of realization of favorable weather situation during critical periods which are characteristic for one or another pest.

Key words: pine defoliators, outbreaks, foci, sun-spot activity, hydrothermal coefficient.

Войціцький В.М.,
Вервес Ю.Г.,
доктори біологічних наук
Векслярський Р.З.,
Балан П.Г.,
кандидати біологічних наук
Войціцька Т.В.,
інженер,
Київський національний університет
ім. Тараса Шевченка

Деякі мікроартроподи (*ACARI: ORIBATEI, MESOSTIGMATA*) лісових екосистем Чорнобильської зони відчуження

Наслідком аварії на ЧАЕС був викид у довкілля десятків радіоізотопів [1], більшість з яких були короткоживучими. На підставі рідіометричних вимірювань проб, відібраних навколо ЧАЕС (проммайданчик), на території Чорнобильської зони відчуження (в подальшому - зона відчуження ЧАЕС, або 10-ти та 30-ти км зони) та в зоні безумовного (обов'язкового) відселення дослідниками зроблено висновок, що під час аварії на ЧАЕС у навколишнє середовище потрапили радіоізотопи з активністю близько 500 МКі (за офіційними даними, наданими до МАГАТЕ експертами колишнього СРСР у серпні 1986 р., викид радіоактивних речовин у довкілля складав 50 МКі, що відповідає 3,5 % накопиченої в реакторі активності).

На час проведення досліджень основними дозоутворюючими радіоізотопами були такі: цезій-137, стронцій-90 та плутоній-239 (та 240). Радіоізотопи стронцію та плутонію головним чином містяться на території зони відчуження ЧАЕС, а цезію – поширені також і за її межами. У зоні відчуження ЧАЕС основна кількість радіоізотопів була адсорбована лісовими насадженнями, зокрема хвойними (за площею складають близько 80 % всіх лісів зони), які найбільш чутливі до дії підвищених рівнів іонізуючої радіації [2].

Метою роботи було визначення ступеню радіоактивного забруднення (за вмістом ^{137}Cs) певних компонентів лісових ценозів зони відчуження ЧАЕС для виявлення впливу підвищених доз іонізуючої радіації на домінуючі групи грунтових кліщів (орибатоїдних та мезостигматичних).

Матеріали та методи досліджень

Дослідження проводили протягом вересня-листопада 1995 р. на територіях зони відчуження ЧАЕС та Шацького національного природного парку. Вивчали підстилку та гумусовий (глибиною 0-5 см) шар грунту, глибші (5-20 см) його шари, мохи та лишайники на корі дерев, хвою сосни, опад дуба. Вміст ^{137}Cs в досліджуваних субстратах визначали за допомогою γ-спектрометру на базі GeLi-детектору ДГДК-180.

Проби відбирали згідно із стандартними методиками [3] у пунктах постійного нагляду (ППН): №№ 18 (щільність забруднення за ^{137}Cs складала 22,8 Кі/км^2), 31 (13,5 Кі/км^2), 48 (14,1 Кі/км^2), 53 (7,6 Кі/км^2) та у кварталах (кв.) 20-21 (горілий ліс; 10,4 Кі/км^2). Для контролю обрані лісові екосистеми Шацького національного природного парку (щільність забруднення за ^{137}Cs – 0,8-1,1 Кі/км^2), як за своїми параметрами максимально наближені до ППН у зоні відчуження ЧАЕС та прилеглих територій. Використовували модифікований метод середньої проби, який застосовують у фітогельмінтології [13]. У визначеному місці конвертним способом відбирали 5 проб грунту (об'єм кожної – 8 000 см^3) та 5 проб підстилки разом із гумусовим шаром (загальна площа кожної – 400 см^2). З такої ж площі відбирали проби моху. Камеральну обробку проводили в лабораторних умовах за загальноприйнятими методиками [14].

Вивчення видового складу мікроартропод проводили у вересні-листопаді 1995 р. на території зони відчуження ЧАЕС. У 10-км зоні (пункт постійного нагляду (ППН) № 18) щільність забруднення по ^{137}Cs складала 22,8 Кі/км^2, а в 30-км зоні - ППН № 31 – 13,5 Кі/км^2, ППН № 48 – 14,1 Кі/км^2, ППН № 53 – 7,6 Кі/км^2 та горілий ліс (квартали 20-21) – 10,4 Кі/км^2.

Для контролю досліджували проби, зібрані на території Шацького національного природного парка, який не зазнав значного впливу наслідків аварії на ЧАЕС. На його території були обрані лісові екосистеми, які за своїми параметрами максимально наближувались до таких зони відчуження ЧАЕС. Щільність радіаційного забруднення лісових екосистем Шацького національного природного парка по ^{137}Cs коливалася від 0,8 до 1,1 Кі/км^2.

Результати та їх обговорення.

Результати визначення вмісту ^{137}Cs у компонентах лісових екосистем наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

Вміст ^{137}Cs (Бк/кг) у компонентах лісових екосистем

Місця відбору проб	Компоненти лісових екосистем					
	підстка та гумусовий шар	грунт (глибина 5-20 см)	мохи	лишайники на корі дерев	хвоя сосни	опад дуба
Шацький парк	494±90	20±2	184±20	586±50	95±9	20±2
10-км зона ЧАЕС (ППН № 18)	13700±335	509±48	29700±2821	19060±1870	2126±182	4332±577
30-км зона ЧАЕС						
(ППН № 31)	8370±892	124±11	1220±119	964±84	-	-
ППН № 48	10478±534	930±88	14880±1325	6622±542	4655±457	-
ППН № 53	4576±416	86±8	6924±566	741±81	-	-
Горілий ліс (кв.20-21)	6104±202	1671±157	5582±517	-	-	-

Аналіз отриманих результатів свідчить про наявність ^{137}Cs у всіх компонентах вивчених лісових екосистем. Встановлено, що його накопичення лісовою рослинністю залежить від щільності забруднення підстилки та грунту, насамперед, його гумусового шару та їх фізико-хімічних властивостей [4].

Специфіка грунтів Полісся (легкий механічний склад із низьким вмістом K^+ та Ca^{2+} та слабо розвинений гумусовий шар) міграційні особливості перерозподілу ^{137}Cs між шарами грунту (табл. 2).

Таблиця 2

Вертикальний розподіл активності ^{137}Cs у грунтах лісових екосистем , %

Місце взяття проб	Компоненти лісових екосистем	
	підстилка + гумусовий шар	грунт на глибинах 5-20 см
Шацький національний природний парк	97,8	2,2
10-ти км зона ЧАЕС (ППН № 18)	96,4	3,6
30-ти км зона ЧАЕС		
ППН № 31	98,5	1,5
ППН № 48	91,8	8,2
ППН № 53	98,2	1,8
Горілий ліс (кв. 20 - 21)	78,5	21,5

Вертикальний розподіл радіоцезію у лісових грунтах зони відчуження ЧАЕС свідчить про те, що через 9 років після аварії основна кількість ^{137}Cs, який потрапив у лісові екосистеми, локалізована у підстилці та гумусовому шарі (від 91,8 % до 98,5 %). Отримані дані підтверджують наслідки попередніх радіологічних досліджень [7] відносно значення лісової підстилки як біогеохімічного бар'єру на шляху вертикальної міграції радіонуклідів у грунті.

Сорбційна здатність підстилки соснових насаджень зростає зі збільшенням її товщі. Цю закономірність підтверджують дані наших досліджень, проведених на ділянці лісу, пошкодженого низовою пожежею у 1992 р. Ця пожежа, що значно скоротила товщу шару підстилки, призвела до підсиленої міграції ^{137}Cs у мінеральні шари грунту (табл. 1, 2) і зменшення його вмісту у підстилці та гумусовому шарі (до 78,5 %).

Таким чином, наші дані підтверджують висновки попередніх радіоекологічних досліджень про те, що до 95 % радіоізотопу ^{137}Cs, який потрапив у грунт соснових насаджень внаслідок аварії на ЧАЕС, насьогодні сконцентровані у підстилці та гумусовому шарі [8].

Вміст ^{137}Cs у мохах та лишайниках на корі дерев в цілому позитивно корелює з рівнем забруднення цим радіонуклідом лісової підстилки та гумусового шару. Спостерігаються відносно високі значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs у хвою сосни та листя дуба. Це, можливо, можна пояснити тим, що ^{137}Cs, який поглинають рослини із верхнього шару грунту, зі ксилемними токами грунтового розчину

потрапляє до листя, звідки з низхідними токами по флоемі сягає кореневої системи, яка містить ^{137}Cs на 1-2 порядки більше, ніж грунт, що її оточує [5, 6].

Експериментально встановлено [7], що у мезофітних лісових екосистемах суттєва горизонтальна міграція радіонуклідів з водним током не відбувається. Отже, основними факторами, що визначають перерозподіл ^{137}Cs у лісових грунтах, принаймі потенційно, - слугують рослини, грунтові прокаріоти, гриби та тварини.

Проте, незважаючи на загалом незначне поглинання трав'янистою рослинністю та деревними видами ^{137}Cs із грунту (щорічно близько 0,1 % його загальної кількості), врешті решт радіонуклід повертається в підстилку з відмерлою масою рослин. Згідно розробленої нами концепції [9], можна говорити про переважання обміну радіонуклідів у системі грунт-рослини над їх виносом із неї грунтовими тваринами, насамперед, сапрофагами. Роль тварин, здатних до активних переміщень, полягає в горизонтальному (поза трофічними ланцюгами) переносі радіонуклідів між різними екосистемами.

Аварія на Чорнобильській АЕС створила ситуацію, з якою ще не доводилося стикатися людині: значні площі, забруднені радіоізотопами, стали непридатними для проживання та сільськогосподарського використання. Популяції рослин і тварин цих територій зазнають постійного впливу підвищених рівней опромінення. Це створює унікальні можливості для проведення екологічного моніторингу, який дасть можливість вивчати наслідки такого впливу на екосистеми. На жаль, це питання вивчено ще недостатньо, зокрема мало уваги приділяють дослідженню стану популяцій безхребетних тварин Чорнобильської зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення.

Дослідження впливу іонізуючого опромінення на популяції тварин має і практичний інтерес. Відомо, що постійно відбувається перерозподіл радіонуклідів між різними компонентами в межах однієї екосистеми, а також обмін радіонуклідами між різними біогеоценозами. Тварини, як і інші організми, беруть участь у біогенній міграції атомів, зокрема радіоізотопів. Більшість видів тварин здатна до активних переміщень, що водночас забезпечує міграцію радіонуклідів з однієї екосистеми в іншу. Таким чином, за участю тварин може здійснюватись поширення радіонуклідів, іноді на значні відстані.

Вибір теми досліджень зумовлений певними причинами. По-перше, радіоактивні викиди зі зруйнованого реактора в значній мірі були затримані лісовими насадженнями, що оточують ЧАЕС. Це визначило вибір певних типів лісів, зокрема хвойних насаджень, які складають приблизно 80 % всієї площі лісів 30-км зони відчуження ЧАЕС. У лісах цього типу домінує сосна звичайна із домішками інших видів (дуб, вільха, береза тощо).

По-друге, у наземних біогеоценозах серед тварин 90-95 % за біомасою складають мешканці грунтів, які найбільш тісно контактують із радіоактивним забрудненням, адже радіонуліди раніше чи пізніше потрапляють у грунт. Радіоекологія наземних екосистем в значній мірі базується на дослідженні грунтових тварин [10, 11]. Як індикаторні групи у грунтовій зоології часто використовують найбільш поширені у лісових грунтах та підстилці групи кліщів – орибатоїдних та мезостигматичних, які за біомасою становлять понад 90 % від загальної мікроартропод.

Кліщі-орибатиди переважно є сапрофагами, які живляться рослинними рештками, а також мікрофітофагами – споживачами грунтових водоростей і гіфів грибів. Серед мезостигматичних кліщів гамазові – в основному хижаки, що полюють на інших кліщів, нематод, дрібних комах та їх личинок. Кліщі-церконіни в основному живляться гіфами грибів. Отже, ці тварини беруть участь у біогенній міграції елементів [12], займаючи різні трофічні рівні в наземних екосистемах.

Попередніми дослідженнями встановлено, що у вивчених лісових екосистемах до 95 % радіоізотопів, які випали внаслідок аварії на ЧАЕС, зосереджені в підстилці та гумусовому (0-5 см) шарі грунту. Питома активність цих горізонтів у досліджених лісових екосистемах складала (Бк/кг): Шацький національний природний парк - 494±90; ППН № 18 – 13 700±3 350; ППН № 31 – 8 370±892; ППН № 48 – 10 478±534; № 53 – 4 576±416; горілий ліс (квартали 20-21) – 6 104±202.

При проведенні досліджень на обстежених ділянках зареєстровано 51 вид орибатоїдних та 30 видів мезостигматичних кліщів.

У ППН-18 вивлено 12 видів орибатид та 9 видів мезостигмат. З цього числа у грунті завтовшки 5-20 см – 7 та 4, у підстилці – 10 та 5, у зелених мохах – 8 та 3, у лишайнику на корі - 4 та 3 види відповідно. У грунті серед орибатид домінувала Oppia minus [індекс домінування (ІД) – 53,4), а серед мезостигмат – Asca aphidioides (ІД - 51,6); в підстилці з орибатид домінувала Oppiella nova (ІД – 44,1), а з мезостигмат – Veigaia nemorensis (ІД – 33,3); у зелених мохах серед орибатид домінували Rhyzotritia duplicata (ІД – 26,9), Galumna lanceata (ІД – 24,2) та Opiella nova (ІД – 21,8), серед мезостигмат – Asca aphidioides (ІД – 66,7); в лишайнику на корі чіткого домінування жодного з видів не виявлено. Щільність населення орибатид в грунті в середньому складала 815 екз/м^3, у підстилці – 1940 екз/м^2, мезостигмат – 455 екз/м^3 та 615 екз/м^2 відповідно.

На першій обстеженій ділянці кв. 20–21 (горілий ліс) виявлено 8 видів орибатид та 5 видів мезостигмат. Із них у грунті – 6 видів орибатид та 5 видів мезостигмат, у підстилці, мохах, лишайниках на корі знайдено 3, 3 та один вид орибатид відповідно, мезостигматичні кліщі не виявлені. У грунті серед орибатид домінували Oppia fallax та Tectocepheus velatus (ІД – 31,4 та 28,4 відповідно), у підстилці та

мохах домінувала Oppia ornata (ІД – 52,0 та 62,0 відповідно). Щільність населення орибатид у грунті в середньому становила 970 екз/м^3, у підстилці – 375 екз/м^2, а мезостигмат у грунті – 70 екз/м^3.

На другій обстеженій ділянці кв. 20-21 кількісні та якісні показники були істотно нижчі. Виявлено 6 видів орибатид і один – мезостигмат, з них у грунті – 3 види орибатид та один мезостигмат, у мохах та лишайниках на корі – відповідно 2 та один вид орибатид. У шарі підстилки, який в обстеженій ділянці був практично відсутній, кліщі не зареєстровані. У грунті серед орибатид домінувала Oppia minus (ІД – 66,1). Щільність населення орибатид та мезостигмат у грунті становила відповідно 280 екз/м^3 та 60 екз/м^3.

У ППН № 31 виявлено 20 видів орибатид та 14 видів мезостигмат, у тому числі у грунті відповідно 9 та 7 видів, у підстилці – 12 та 6 видів, у мохах – 10 та 4 види, у лишайниках на корі дерев – 6 та 4 види.

У грунті домінували Tectocepheus velatus (ІД – 30,6) з орибатид та Asca aphidioides (ІД – 36,7) з мезостигмат, у підстилці – відповідно Scheloribates latipes (ІД – 23,1) та Veigaia nemorensis (ІД – 34,9), у мохах – Punctoribates punctum (ІД – 21,8), Suctobelba subtrigona (ІД – 17,2) (орибатиди) та Lasioseius ometes (ІД – 41,4) (мезостигмати), у лишайниках на корі – Chamobates spinosus (ІД – 42,49) (орибатиди) та Alliphis siculus (ІД – 66,7) (мезостигмати). Щільність населення орибатид у грунті складала 1980 екз/м^3, у підстилці – 2485 екз/м^2, мезостигмат – відповідно 300 екз/м^3 та 315 екз/м^2.

У ППН № 48 знайдено 22 види орибатид та 16 мезостигмат, з них у грунті – 9 видів орибатид та 7 мезостигмат, у підстилці – відповідно 11 та 7 видів, у мохах – 10 та 7 видів, у лишайниках на корі – 10 та 5 видів. У грунті серед орибатид домінувала Opiella nova (ІД – 31,2), серед мезостигмат – Asca aphidioides (ІД – 33,5) та Prozercon kochi (ІД – 30,3); у підстилці відповідно домінували Scheloribates laevigatus (ІД – 25,9) та Holoparasitus excipuliger (ІД – 38,0); у мохах – Tectocepheus velatus (ІД – 38,0) та Pergamasus crassipes (ІД – 31,3), у лишайниках на корі – Scheloribates laevigatus (ІД – 30,2) та Asca aphidioides (ІД – 47,8). Щільність населення орибатид у грунті становила 2965 екз/м^3, у підстилці – 3875 екз/м^2, для мезостигмат ці показники склали 775 та 410 екз/м^2.

У ППН № 53 зареєстровано 25 видів орибатид та 16 видів мезостигмат. З них у грунті виявлено 12 видів орибатид та 7 - мезостигмат, у підстилці – відповідно 13 та 8 видів, у мохах – 12 та 7 видів, у лишайниках на корі – 9 та 5 видів. У грунті серед орибатид домінував Tectocepheus velatus (ІД – 39,1), серед мезостигмат – Rhodacarus coronatus (ІД – 32,7), у підстилці – відповідно Tectocepheus velatus (ІД – 45,2) та Veigaia nemorensis (ІД – 42,4), у лишайниках на корі – Tectocepheus velatus (ІД – 35,4) та Veigaia nemorensis (ІД – 33,3), у мохах – Tectocepheus velatus (ІД – 20,7), Camisia spinifer (ІД – 18,9) (орибатиди) та Asca aphidioides (ІД – 40,0) (мезостигмати). Щільність населення орибатид у грунті складала 2355 екз/м^3, у підстилці – 2235 екз/м^2, мезостигмат – 260 та 425 екз/м^2.

На території Шацького національного природного парку зареєстровано 24 види орибатид та 17 видів мезостигмат, з яких у шарі грунту 5-20 см завглибшки відповідно виявлено 16 та 13, у підстилці – 15 та 12, у мохах – 12 та 6, у лишайниках на корі – 9 та 5 видів.

У грунті серед орибатид домінував Tectocepheus velatus (ІД – 28,9), серед мезостигмат – Prozercon kochi (ІД – 35,7); у підстилці серед орибатид – Tectocepheus velatus (ІД – 20,7), Oppiella nova (ІД – 19,6), Oppia minus (ІД – 17,7), серед мезостигмат – Zercon triangularis (ІД – 18,1); у мохах серед орибатид – Oppiella nova (ІД – 49,3), серед мезостигмат – Zercon triangularis (ІД – 29,6); у лишайниках на корі відповідно– Opiella nova (ІД – 21,1) та Zercon peltatus peltatoides (ІД - 51,5).

Щільність населення орибатид у грунті складала 5125 екз/м^3, у підстилці – 4270 екз/м^2, для мезостигмат ці показники були 1755 та 1390 екз/м^2.

Найвищий ступінь фауністичної подібності між пунктами досліджень на території зони відчуження ЧАЕС виявили при порівнянні видових комплексів орибатид ППН №31 та ППН № 48 (значення коефіцієнту фауністичної подібності 0,62) та ППН № 48 та ППН № 53 (0,60), а найменші - при порівнянні видових комплексів орибатид 2-ої ділянки обстеження кв. 20 - 21 та ППН № 18 (0,11), кв. 20 - 21 (2-а ділянка) та ППН № 53 (0,19); ППН № 18 та кв. 20 - 21 (1-а ділянка) (0,20).

Приблизно такі ж результати одержані при порівнянні видових комплексів мезостигмат. Так, найвищі значення коефіцієнту фауністичної подібності відзначені для ППН № 48 та ППН № 53 (0,76) та ППН № 31 та ППН № 48 (0,64), а найнижче –для 1-ої та 2-ої ділянок кв. 20 - 21 (0). Для кв. 20 - 21 (1-а ділянка) та ППН № 31; кв. 20 - 21 (2-а ділянка)та ППН № 48; кв. 20 - 21 (2-а ділянка) та ППН № 53 величина коефіцієнту фауністичної подібності дорівнювала 0,12, а для кв. 20 - 21 (2-а ділянка) та ППН № 31 - 0,14.

Видові комплекси орибатид Шацького національного природного парку мають найвищий коефіцієнт фауністичної подібності (0,37) при порівнянні з видовими комплексами орибатид ППН № 31 зони відчуження ЧАЕС, а найнижчий (0,13) – з видовими комплексами орибатид першої ділянки горілого лісу у кв. 20 – 21.

Більший ступінь фауністичної подібності відзначений для видових комплексів мезостигматичних кліщів. Так, найвищий коефіцієнт фауністичної подібності (0,55) зареєстрований при порівнянні видових комплексів мезостигмат Шацького національного природного парку з ППН № 48 та ППН № 53, а найнижчий (0,11) – при порівнянні цих видових комплексів з населенням 2-ої ділянки горілого лісу у кв. 20 - 21.

Проведені дослідження дозволили зробити певні висновки щодо впливу радіаційного забруднення на грунтових кліщів на території зони відчуження ЧАЕС. Найбідніший видовий склад відзначений для території горілого лісу (1-а та 2-а ділянки в кварталах 20-21), що, крім достатньо високого вмісту ^{137}Cs у грунті, можна пояснити і впливом низової пожежі 1992 р., яка призвела до знищення трав'яного покриву та шару підстилки. Саме тут була і найнижча щільність населення цих тварин у грунті та підстилці. Досить низькі якісні та кількісні показники встановлені у ППН № 18 на території 10-км зони відчуження ЧАЕС, що може бути пояснено високим вмістом ^{137}Cs у досліджених субстратах.

Видовий склад грунтових кліщів, виявлених у ППН № 31, 48, 53 зони відчуження ЧАЕС, досить різноманітний і майже не відрізняється за числом видів від території Шацького національного природного парку, яка зазнала значно меншого впливу наслідків аварії на ЧАЕС. Щільність населення кліщів, виявлених у грунті та підстилці на території Шацького національного природного парку, вища, ніж на обстежених ділянках зони відчуження ЧАЕС. Так, щільність населення орибатид у грунті Шацького національного природного парку у 1,7-2,6 рази, мезостигмат - у 2,3-6,8 рази, а в підстилці відповідно у 1,1-1,9 та 3,3-4,4 рази вища, ніж у пунктах досліджень зони відчуження ЧАЕС, навіть не зважаючи на те, що проби на території Шацького парку відбирали протягом вегетаційного сезону значно пізніше, ніж у зоні відчуження ЧАЕС, коли щільність населення кліщів значно знижується за природних причин.

Отже, радіаційне забруднення в першу чергу впливає на щільність населення кліщів, а не на їх видовий склад. Проте рівень вмісту радіонуклідів не завжди прямо корелює з якісними та кількісними показниками для популяцій грунтових кліщів. Прикладом цього може служити порівняння вмісту ^{137}Cs у субстратах, які досліджували на ППН № 31, 48 та 53 та кількісних і якісних показників для грунтових кліщів цих пунктів досліджень.В цілому ж відносно низька щільність населення кліщів, навіть, на території Шацького національного природного парку, певною мірою можна пояснити пізнім терміном відбору проб.

Література

1. Авария на Чернобыльской АЭС и ее последствия: Информация, подготовленная для совещания экспертов МАГАТЭ. - Вена, 25-29 авг., 1986 / Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. – М., 1986. – 78 с.
2. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – К.: Наукова думка, 1989. – 384 с.
3. Основи лісової радіоекології / Під ред. Калетника М.М. – К.: Ярмарок, 1999. – 252 с.
4. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1972. – 142 с.
5. Плесцов В.М. // Пробл. ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС – пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы: Тез. докл. Всесоюз. конф. – Обнинск, 1991. – С. 50 – 51.
6. Тихомиров Ф.А. // Тез. докл. I Международ. конф. «Зеленый мыс», 10 – 18 сентября 1990 г. – М.: АН СССР, 1990. – С. 113 – 114.
7. Тихомиров Ф.А. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. И.И. Крышева. – М.: ИАЭ им. И.В. Курчатова, 1991. – С. 114 – 118.
8. Кучеренко М.Е., Вервес Ю.Г., Войцицкий В.М., Балан П.Г., Векслярский Р.З., Давиденко А.В., Берчій В.И. // Устойч. развитие: загрязнение окруж. среды и экол. безопасность. Тез. докл. 1-й Международ. н.-прак. конф. (Днепропетровск, 4 – 8 декабря 1995 г.). – Днепропетровск, 1995. – Т. 1. – С. 187.
9. Гиляров М.С., Криволуцкий Д.А. // Зоол. журн., 1971. – Т. 50, Вып. 3. – С. 329 – 342.
10. Криволуцкий Д.А. Радиоэкология сообществ наземных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 87 с.
11. Криволуцкий Д.А. // Радиоэкология почв. животных. – М.: Наука, 1985. – С. 5 – 52.
12. Гиляров М.С. Зоологический метод диагностики почв. – М.: Наука, 1965. - 278 с.
13. Количественные методы в почвенной зоологии (Под ред. М.С. Гилярова и Б.Р. Стригановой). – М.: Наука, 1987. – 288 с.

Войцицкий В.М., Вервес Ю.Г., Векслярский Р.З., Балан П.Г., Войцицкая Т.В.,

Некоторые микроартроподы (*ACARI: ORIBATEI, MESOSTIGMATA*) лесных экосистем Чернобыльской зоны отчуждения

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко

Установлено содержание ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем Чернобыльской зоны отчуждения, а также в подобных группах Шацкого национального природного парка. Выявлены коэффициенты перехода ^{137}Cs из глубоких слоев почвы в гумусовый слой и подстилку. Изучен видовой состав и плотность населения мезостигматичных и орибатоидных клещей почвы и подстилки сосновых

насаждений Чернобыльской зоны отчуждения и в контрольных экосистемах Шацкого национального природного парка. Установлено, что плотность населения орибатид в почвах сосновых лесов Шацкого парка в 1,7-2,6, мезостигмат – в 2,3 - 6,8, а в подстилке, соответственно, в 1,1 - 1,9 и 3,3 - 4,4 раз выше, чем в подобных экосистемах Зоны отчуждения ЧАЭС. Существенных отличий в видовом составе клещей не выявлено, поэтому, радиоактивное загрязнение в первую очередь влияет на их плотность населения.

Voytsitskiy V.M., Verves Yu.G., Vekslyarski R.Z., Balan P.G., Voytsitskaya T.V.

Some microarthropodes (Acari: Oribatei, Mesostigmata) of forest ecosystems of Chernobyl exclusion zone

Kiev National University named after Shevchenko

A contains of radioisotope of ^{137}Cs in forest ecosystems' components of Chernobyl' exclusive zone and in similar groupings of Shatzk' national nature park had been established.The coefficiens of transition of ^{137}Cs from more deep stratium of soil to humus stratium and covering had been studied too. The studying of the special composition and the dencity of populations of mesostogmatic and oribatoid mites of soil and covering in pine forests of Chernobyl' exclusive zone had been carried out. The special composition and the dencity of populations of these mites had been studied in similar ecosystems of Shatzk' national nature park as a control too. There are established that the density of populations of oribatoids in soils of Shatzk' park 1,7-2,6 times, mesostigmats – 2,3-6,8 times, in covering – accordingly 1,1-1,9 and 3,3-4,4 times higher than in similar ecosystems of Chernobyl' exclusive zone, though the essential changes in special compositions are not established. Thus, the radiation pollution first of all influenced at the dencity of populations of mites.

Бойко Б.І,
кандидат фізико-математичних наук
Войціцька Т.В.,
інженер
Кисіль О.В.,
завідувач науково-дослідної лабораторії
Кузенко В.Ф.,
кандидат фізико-математичних наук
КНУ ім. Тараса Шевченка, м. Київ
Кучма М.Д.,
кандидат сільськогосподарських наук
ЧоНЦМД, м. Чорнобиль

Автоматизована інформаційна система радіоекологічного моніторингу лісових екосистем, забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС

Катастрофа на Чорнобильській АЕС незрівняна за своїми наслідками і відноситься до подій надзвичайного масштабу. Аварія призвела до значного радіоактивного забруднення прилеглих територій, але найбільша кількість радіонуклідів була накопичена в лісових біогеоценозах. Загальновідомо, що ліси є одним із основних факторів стабілізації радіоекологічного стану забруднених територій, бо перешкоджають перенесенню радіонуклідів за межі зон забруднення. В той же час в разі стихійного лиха, аварійних ситуацій або природних катастроф можливе посилення міграційних процесів. Це складає потенційну небезпеку для значної кількості населення поза Чорнобильською зоною відчуження та для водного басейну Дніпра [1].

Для прийняття оперативних рішень в ситуаціях, що динамічно змінюються, необхідна різностороння інформація про напрямки і швидкість процесів в забруднених екосистемах, їх інтенсивність, а також розробка поточних та довгострокових прогнозів. Як правило, потрібна інформація отримується з різних джерел і не завжди сумісна.

Дана робота має на меті розробити підходи до обробки і синтезу інформації, що вже накопичена, або знаходиться в стадії завершення і буде доступна користувачам автоматизованих інформаційних систем (АІС). Модельним об'єктом для розробки АІС стали лісові екосистеми зони відчуження (ЗВ) як найбільш поширений тип природних угідь і провідний фактор стабілізації радіоекологічної ситуації. Слід відмітити, що розробкою таких систем в післяаварійний період займались в різних дослідних установах. Найбільш відомими роботами в цьому напрямку є праці Московського держуніверсітету (система ECORAD), Інституту лісу НАН Білорусі (FORESTLIFE), система моделей RIFE, розроблена в рамках міжнародного співробітництва по проекту ECP-5, система RADIOLOG Мінлісгоспу України, система RADIOFOR, розроблена в зоні відчуження, та інші [2, 3, 4]. Перераховані вище системи передбачають, як правило, збір, систематизацію та первинну обробку радіологічної інформації. Для системних оцінок необхідно поєднати радіологічні дані з повною інформацією про біоценоз.

Проведені дослідження та їх аналіз дали можливість виділити такі основні групи показників стану лісів ЗВ та факторів, що впливають на їх зміни [5]:

- картографічна та цифрова інформація про лісовий фонд та пункти постійного спостереження, пробні площі і т.д.;
- дані про ландшафти, грунтовий покрив, гідрологію, типи лісу;
- таксаційні характеристики деревостанів, вікову та повнотну структуру насаджень;
- запас, склад і стан лісової підстилки;
- склад, щільність забруднення та розподіл дозоутворюючих радіонуклідів в лісових біогеоценозах;
- рівні зовнішнього іонізуючого випромінювання;
- коефіцієнти переходу радіонуклідів в основні компоненти фітомаси;
- санітарний стан лісів.

Це дало змогу об'єднати таблиці баз даних у наступні групи та відобразити інформацію у відповідних екранних формах:

- типи лісорослинних умов, типи лісу;
- таксаційна характеристика деревостану, трав'янистої рослинності та інших компонентів біоценозу;
- склад та щільність забруднення конкретної ділянки (окремо виділено таблиці з інтегральними характеристиками забрудненості по кварталах);
- рівні експозиційних доз;
- топографічна інформація, що входить до таблиць для спільного використання ГІС та АІС (в таблицях використовується система вказівників для структуризації інформації та навігації в процесі інформаційного пошуку).

Зазначені показники частково відображені в накопичених базах даних (БД) та вже розроблених картах на основі широко розповсюджених геоінформаційних систем (ГІС).

Нижче опишемо основні архітектурні вирішення та склад баз інформаційної системи радіоекологічного моніторингу лісових екосистем. До її складу входить ряд функціональних підсистем, що орієнтовані на виконання таких основних функцій: заповнення таблиць тестовою та реальною інформацією, виведення екранних форм та виконання запитів, аналіз та первинну обробку даних, які містяться в таблицях БД на несуперечливість, їх реструктуризацію, архівування інформації довготривалого зберігання, опис аналітичних моделей поведінки екосистем та їх експериментального дослідження, вироблення прогнозів розвитку як окремих показників, так і ситуації в цілому.
Передбачається, що АІС та всі її підсистеми функціонують над інтегрованою інформаційною базою, що відкрита для включення нових даних.

Автоматизована інформаційна система радіоекологічного моніторингу забезпечує:

- інформаційну підтримку лісовпорядкування, контроль стану лісів ЗВ та робіт, пов'язаних із ліквідацією наслідків аварії на ЧАЕС;
- моделювання розвитку лісових екосистем в залежності від різних факторів впливу;
- надання інформаційної підтримки для оптимізації управлінських рішень при плануванні діяльності у лісових масивах ЗВ.

Архітектура автоматизованої системи складається із таких підсистем:

- підсистема накопичення та інтегрування,
- підсистема аналізу,
- підсистема моделювання,
- підсистема прогнозування та вироблення проектів управлінських рішень.

Підсистема накопичення та інтегрування забезпечує збір первинної інформації, накопичення її в базах даних, реструктуризацію цих баз та архівування інформації довготривалого зберігання. Вона виконує такі функції:

- діалогового введення та коригування первинної інформації до баз даних (топографічної інформації, рівня радіаційного забруднення, складу грунтів та їх зволоженості, рослинності, тощо);
- імпорту даних з баз даних та файлів, що використовуються в інших автоматизованих системах;
- перетворення інформації з баз даних системи до формату, що використовується в інших автоматизованих системах;
- введення інформації нормативного характеру на основі інструктивних матеріалів, затверджених методик та ін.

В процесі ініціалізації АІС створюється словник даних, де відображено структуру таблиць БД та пояснення до змісту окремих полів. В процесі функціонування системи під час візуалізації відібраної із БД інформації використовуються не умовні позначення полів таблиць, а їх назви природною мовою користувача, а при потребі відображаються і більш поширені коментарі. Коригування словника здійснює сервісна програма.

Основними сховищами даних є існуючі каталоги ГІС, що вже впроваджені і використовуються користувачами, та власні каталоги БД системи. Зміна їх можлива в процесі налаштування.

Підсистема аналізу забезпечує аналіз даних на повноту та несуперечливість, а також генерацію періодичних звітів та довідок за запитами користувачів. Вона виконує такі функції:

- первинної обробки інформації;
- формування інтегрованих показників на основі первинної інформації;
- аналізу змін основних показників стану лісових екосистем;
- формування баз даних для підсистем моделювання, прогнозування та вироблення проектів управлінських рішень;
- формування періодичних звітів та довідок за запитами користувачів.

Більшість функцій аналізу забезпечується можливістю виконання стандартних та генерованих запитів. Під стандартними маються на увазі традиційні запити, які формуються шляхом завдання умов класичними засобами: вибором з кількох можливих альтернатив, введенням параметрів чи обмежуючих значень одного з допустимих типів та ін. До групи стандартних запитів належать найбільш уживані для відповідної предметної області запити. Їх можна розглядати як можливість подальшої конкретизації вимог користувача у порівнянні з простим переглядом тематичних чи базових карт. Діалогова форма для такого типу запитів поряд з управляючими елементами, які задають можливість встановлювати умови запиту, містить картинку із відображенням відповідної тематичної (базової) карти.

Генеровані запити формуються користувачами шляхом покрокової генерації у відповідності із сценарієм, що управляється системою. Після генерації такі запити за вказівкою користувача можуть бути записані до каталогів системи для подальшого використання у тому ж режимі, що і стандартні.

Підсистема моделювання призначена для накопичення моделей поведінки (зміни ситуацій) в

лісовій екосистемі, застосування моделей до накопиченої інформації, що характеризує поточний стан (ситуацію) в екосистемі.

Підсистема моделювання забезпечує такі функції:

формування переліку моделей розвитку лісових екосистем, їх поповнення та оновлення у відповідності із новими інструктивними матеріалами та методиками;

діалогового моделювання розвитку ситуацій в лісових екосистемах;

оцінку варіантів розвитку ситуацій в лісовій екосистемі в залежності від дії різних чинників;

візуалізації та наочного подання результатів моделювання у формі, зручній для користувачів автоматизованої системи;

формування довідок за запитами користувачів.

Інформаційне забезпечення процесу побудови моделей здійснюється динамічною генерацією запитів. У процесі генерації запитів на початкових стадіях його формування в діалоговій формі тематичні карти не використовуються. Але для результатів запитів надається можливість їх картографічної інтерпретації. На карті (з виділеними кордонами лісгоспів та кварталів) відображаються ті регіональні об'єкти, щодо яких умови запиту є виконаними.

Запит формується традиційним чином (обирається радіоізотоп, діапазон величини забрудненості, тощо), але далі результат, що отримується, розглядається як проміжний, тобто над ним при потребі можна проводити подальшу обробку. Так, у процесі подальшого уточнення можна здійснити редагування структури таблиці шляхом візуального добору складу та оформлення потрібної інформації в результуючій таблиці. Зафіксувавши потрібну конфігурацію, користувач має можливість отримати результат в сітці екранної форми чи зберегти у вигляді файлу-таблиці та проілюструвати картографічними засобами. У цьому випадку активізується ГІС та створюється спеціальна карта, на якій різними кольорами виділяються регіони, які задовольнили умови запиту, та які не задовольнили ці умови. Проведення певної серії запитів та співставлення їх із результатами натурних замірів дозволяє побудувати аналітичну модель та провести її дослідження.

Підсистема прогнозування забезпечує інформаційну підтримку для вироблення проектів управлінських рішень. На підставі накопиченого спектру моделей розвитку ситуацій вона надає прогноз змін якісних та кількісних показників, що характеризують майбутню ситуацію та експертні рекомендації щодо можливого керування розвитком подій. Ця підсистема, крім того, може забезпечувати режим тренування та навчання обслуговуючого персоналу та осіб, що приймають рішення.

Підсистема прогнозування виконує такі функції:

надання інформації щодо варіантів управлінських рішень та підбору оптимальних варіантів рішень;

організації обліку прийнятих рішень, контролю їх виконання та впливу проміжних результатів на ситуацію в лісових екосистемах;

формування довідок за запитами користувачів.

Екранні форми цієї підсистеми поряд із зміною числових значень в результуючій таблиці подають і зображення тематичної карти. Таким чином, поряд з отриманням числових результатів запиту, користувач має змогу співставити їх, наприклад, із загальною картиною прогнозу забрудненості ЗВ чи іншим показником.

Для моделювання та прогнозування ситуацій в екосистемі часто потрібно вести обробку інформації стосовно окремого регіону. Під регіональними розуміються запити, формування яких фактично бере початок з карти. Безпосередньо на карті користувач обирає регіон, щодо якого в подальшому буде конкретизуватись (формуватись) запит.

Для візуалізації результатів розрахунків прогнозних показників використовуються моделі у вигляді формул, що виражають залежність одних параметрів від інших.

Сервісні програми системи забезпечують:

ведення системного журналу інформаційних баз,

резервування та архівування інформації з баз даних та нормативно-довідкової інформації,

відновлення функціонування автоматизованої системи після зупинок.

Розроблено комплект сервісних програм для системного програміста: пошук таблиць баз даних, копіювання інформації з таблиці до таблиці, формування нових таблиць на підставі інформації, що міститься в існуючих, перевірку пароля користувача, виведення табличної інформації у текстові файли для подальшого редагування текстовими редакторами під час створення документів для друку.

Особливістю реалізації даної АІС є поєднання інструментарію двох систем: MapInfo та Delphi. MapInfo є однією з найпоширеніших картографічних систем [6], але сучасні методи проектування програмного забезпечення АІС не підтримуються цією системою. Візуальні методи програмування відсутні повністю. З іншого боку Delphi є потужним засобом підтримки візуального проектування програмного та інформаційного забезпечення АІС [7]. Написана на Delphi програма має можливість керувати, подаючи відповідні команди, об'єктами серверу MapInfo і грає роль його клієнта.

З точки зору користувача основою функціонування інформаційної системи є сукупність запитів, що забезпечуються нею. Особливістю нашої системи є поєднання традиційних для систем оброблення інформації засобів (завдання запиту - одержання відповіді) з візуальними засобами, що грунтуються на відображенні географічних карт - картографічними засобами. Вона забезпечує: перегляд та редагування основних (базових) таблиць, перегляд географічних карт (тематичних та базових).

Під час перегляду основних (базових) таблиць надається можливість побачити "первісний" вигляд таблиць, які складають інформаційну базу. Для більш наочного уявлення про дані деякі з них, що містяться в таблицях БД у вигляді кодів замінюються повними (декодованими) даними або відповідним чином пояснюються. У сітці, наприклад, відображаються рядки базової таблиці, які відносяться до обраного із списку лісового відділення. У лівому нижньому куті форми міститься інформація про поля (колонки) таблиці - поряд з короткими назвами полів (колонок) вказуються розгорнуті назви колонок. Для підтримки такої можливості системою забезпечується ведення словника-таблиці спеціального формату. Зауважимо також, що у словнику, окрім короткої кириличної назви та її пояснення, зберігається первісна назва - некирилізована.

Перегляд географічних карт (тематичних та базових) використовується для швидкого одержання загального уявлення про ситуацію в регіоні (зокрема в усій зоні). Але оскільки цей засіб забезпечується шляхом встановлення зв'язку з MapInfo та завантаженням відповідної карти, то користувач має змогу задіяти будь-які можливості, які надаються в середовищі MapInfo.

Випробування автоматизованої інформаційної системи на тестових та реальних даних показали її високу ефективність на ПЕОМ з середньою продуктивністю. Це дає змогу використовувати АІС для інформаційного забезпечення прийняття управлінських рішень при проведенні лісогосподарської діяльності навіть в окремих лісгоспах та лісових відділеннях.

Робота виконується за фінансової підтримки Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій.

Література

1. Холоша В.І., Соботович Е.В. Концепція Чорнобильської зони відчуження // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1996. - Вип.1. - С. 3-17.
2. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах центральных районов Восточно-Европейской равнины. Автореф. … дисс. д-ра биол. наук: 04.00.03.- М.:МГУ, 1997. - 45 с.
3. Belli M. SEMINAT. Long-term dynamics of radionuclides in semi-natural environments: derivation of parameters and modeling. - Mid-term report 1996-97, EC contract F14P-CT95-0022. - ANPA, Roma, 1998. - 65 p.
4. Дворник А.М., Жученко Т.А., Ипатьев В.А. О моделировании и прогнозе миграции Cs-137 в гидроморфных почвах лесных экосистем Белорусского Полесья // Доклады Академии наук Беларуси. - 1996.- Т.40, №1. - С. 81-84.
5. Кисиль А.В., Бойко Б.И., Войцицкий В.М., Войцицкая Т.В., Коваленко А.В., Коваль И.Ф. Автоматизированная информационная система экспертного типа для радиоэкологического мониторинга, составления текущих прогнозов в лесных биогеоценозах Зоны отчуждения ЧАЭС // Тезисы докладов VIII конф. стран СНГ *"Проблемы экологии и эксплуатации объектов энергетики"*, Севастополь, 7-11 сентября 1998 г. - Киев, 1998. - С. 93-94.
6. Дмитрук О.Ю. Основи навчальних географічних інформаційних систем. - К., 1997. - 296 с.
7. Миллер Т., Пауэл Д. Использование Delphi 3: специальное издание. "Диалектика", Киев - Москва, 1997. - 382 с.

Бойко Б.И., Войцицкая Т.В., Кисиль А.В., Кузенко В.Ф., Кучма Н.Д.

Автоматическая информационная система радиоэкологического мониторинга лесных экосистем, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС

КНУ им. Тараса Шевченко, г. Киев; ЧеНЦМИ, г. Чернобыль.

Статья посвящена проблеме разработки информационных систем. Приводятся основные структурные и функциональные особенности автоматизированной информационной системы радиоэкологического мониторинга лесных экосистем, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Обсуждаются возможности системы по обеспечению информационной поддержки принятия управленческих решений и выработки краткосрочных и долгосрочных прогнозов.

Boiko B.I., Voitsitska T.V., Kisil A.V., Kuzenko V.F., Kuchma M.D.

The automated information system for radioecological monitoring of forest ecosystems contaminated in consequence of Chernobyl NPP accident.

Taras Shevchenko National University, Kyiv; Chernobyl SCIR, Chernobyl.

The article is dedicated to the problem of information systems development. The principal functional and structural distinctive features of the system for radioecological monitoring of forest ecosystems contaminated in consequence of Chernobyl NPP accident were given. The possibilities of the system in information support of administrative decision making, long-term and short-term prediction are discussed.

Прищепа А.Л.,
ведущий инженер,
Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

Методология оценки и прогнозирования вклада пищевых продуктов леса в дозу внутреннего облучения населения на основе синтеза лесоустроительной, ресурсоведческой и радиоэкологической информации

Вступление

Общеизвестно, что основным источником дозы внутреннего облучения населения в отдаленный период после аварии являются продукты питания и питьевая вода [10]. В государственном секторе сразу же после аварии на Чернобыльской АЭС были предприняты активные контрмеры, приведшие к резкому снижению поступления искусственных радионуклидов по пищевым цепочкам к населению. В то же время, в многолесных районах Полесья Украины население обычно выпасает скот в естественных кормовых угодьях – лесах, естественных неулучшенных лугах и др., что приводит к значительному поступлению радионуклидов в продукты питания. Именно поэтому в Украине на загрязненных после аварии на ЧАЭС территориях основным объектом широкомасштабного радиационного мониторинга продуктов питания является молоко, производимое в частном секторе. Объемы мониторинга других продуктов питания, в частности, пищевых продуктов леса, значительно меньше. По программе дозиметрической паспортизации населенных пунктов дозовые нагрузки на население рассчитываются согласно методике УНЦРМ [11]. При этом вклад пищевых продуктов леса учитывается усредненно, независимо от экологических условий вокруг населенного пункта, выступая в качестве модифицирующего фактора величины референтной дозы.

Исследованиями, проведенными в России, Белоруссии и Украине [1, 7, 9], показано, что величина вклада в дозу внутреннего облучения от пищевых продуктов леса для сельского населения широко варьирует – от 22% до 66% для основной группы, а для критических групп – повышается до 80%. Такое значительное варьирование вклада дикорастущих ягод, съедобных грибов, лекарственных растений и мяса охотничьих животных при одинаковых площадях лесных массивов, окружающих различные населенные пункты, можно объяснить несколькими основными причинами:

- различиями в плотности загрязнения почвы радионуклидами;
- различиями в экологических условиях мест произрастания лесов, что влияет на биологические, и, следовательно, на эксплуатационные запасы ягод и грибов, а также на миграционную способность радионуклидов в пищевых цепочках (значения коэффициентов перехода – КП);
- различиями традиционных рационов питания и способов приготовления пищи.

Вследствие известных экономических причин и при недостаточной информированности населения о риске, связанном с употреблением пищевых продуктов леса, вклад последних в рацион существенно увеличился. В частности, результаты наших исследований, проведенных в 1999 году в с.Христиновка Народичского района Житомирской области (Центральное Полесье Украины), показали, что вклад пищевых продуктов леса в рацион в 1999 году увеличился по сравнению с 1987 годом примерно в 1,5 раза. Исходя из вышесказанного, в настоящее время назрела необходимость в точной оценке вклада пищевых продуктов леса в дозу внутреннего облучения населения – это необходимо для принятия научно обоснованных решений по уменьшению дозовой нагрузки на сельское население пострадавших районов на региональном и государственном уровне. В особенности эти исследования актуальны в многолесных Полесских районах Европейской части СНГ.

Методический подход

Для корректного расчета доз, обусловленных потреблением пищевых продуктов леса, необходимо иметь следующую информацию: удельные активности основных искусственных дозообразующих радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в грибах, ягодах и дичи, а также вклад каждого из перечисленных пищевых продуктов леса в рацион населения конкретного населенного пункта. При этом значения концентраций ^{137}Cs в пищевых продуктах могут быть получены с помощью прямых измерений, но это длительный, трудоемкий и дорогостоящий процесс. Кроме того, имеются данные [13] о том, что коэффициенты перехода ^{137}Cs в продукты существенно зависят от метеорологических условий вегетационного периода. Следовательно, вероятнее всего, в годы с отличными от года измерения погодными условиями удельные активности радионуклидов в лесных пищевых продуктах будут существенно отличаться от прогнозных.

Предлагается методический подход, позволяющий для конкретного сельского населенного пункта с достаточной точностью дистанционно прогнозировать дозы внутреннего облучения от потребления лесных продуктов.

Для расчетов используется значительное количество данных, которые обычно имеются в областных администрациях:

- База данных областного статистического управления – данные о профессионально-возрастной и половой структуре населения загрязненных территорий.
- Стандартная лесоустроительная база данных – данные о площадях лесов, их породном составе, происхождении, возрасте, типах условий местопроизрастания, наличии промышленных запасов дикорастущих грибов и ягод.
- Землепользовательская база данных, содержащая данные о режимах увлажнения, агрохимических и физических свойствах почв.
- Данные управлений лесного хозяйства об объемах заготовок ягод и грибов в доаварийный и послеаварийный период.
- База данных ежегодных обследований доз внутреннего гамма-облучения населения, проживающего на загрязненных территориях, с помощью СИЧ.

Кроме того, мы располагаем собственными базами данных – радиоэкологической базой данных (1990 - 1999гг.), на основе которой возможно рассчитать значения коэффициентов перехода в основные виды ягод и грибов региона, а также агрегатированные коэффициенты перехода радионуклидов в различные виды дичи в разные сезоны года, получить рассчетные удельные активности пищевых продуктов леса – грибов, ягод, лекарственных растений, дичи, в зависимости от экологических условий, погодных условий вегетационного периода, сезона года и т.д. Имеется значительная ресурсоведческая база данных, на основе которой с приемлемой точностью возможно рассчитать биологические и эксплуатационные запасы дикорастущих ягод и грибов в зависимости от метеорологических условий в период вегетации и экологических условий местопроизрастания, возраста леса, его происхождения и ряда других факторов.

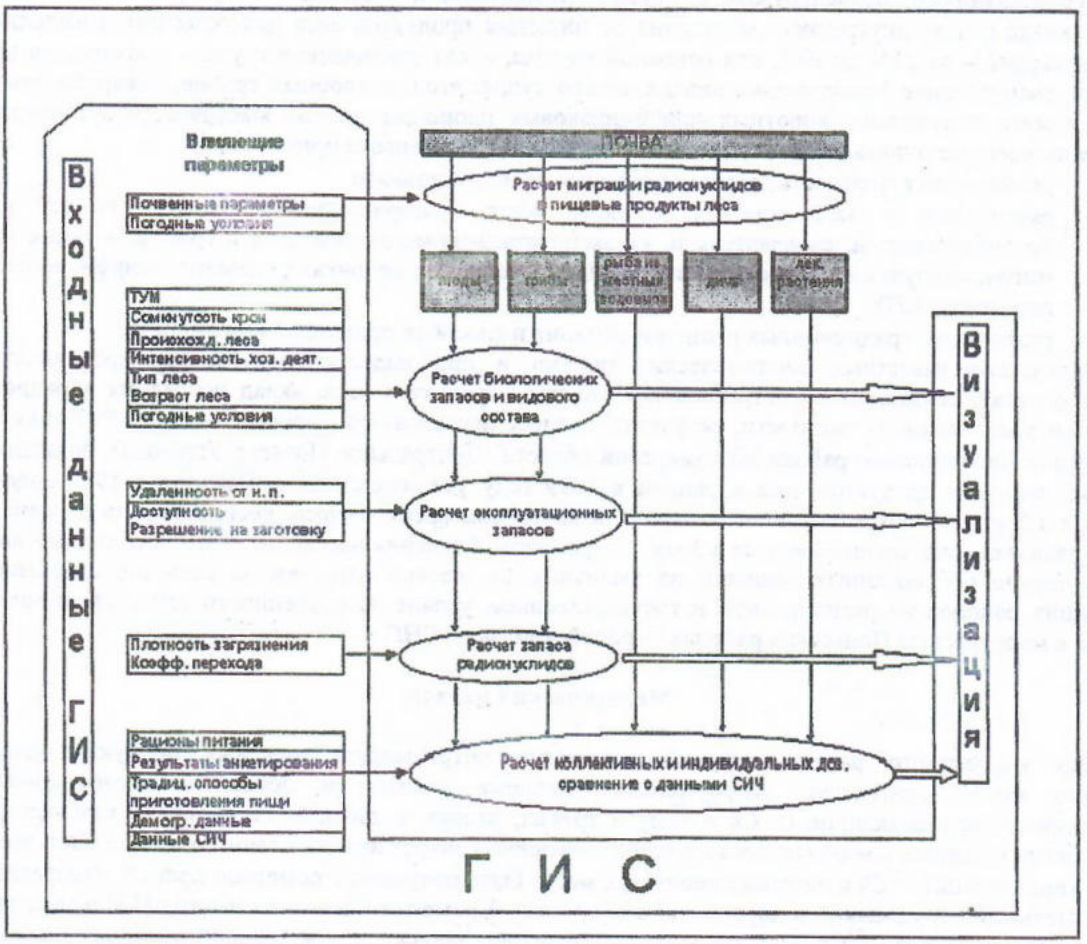


Рис. 1. Схема модели формирования дозы внутреннего облучения от потребления пищевых продуктов леса

Информация о рационах питания жителей сельских многолесных районов содержится в ряде работ [5-9]. Кроме того, планируется получение собственных данных с помощью анкетного опроса. Типовая анкета составлена на базе анкет, ранее применявшихся в исследованиях [1, 6, 8], однако оптимизирована нами для получения необходимой информации об удалении от населенного пункта мест сбора, количествах употребляемых в пищу пищевых продуктов леса и частотах встречаемости различных способов их приготовления.

Разработана оригинальная схема модели формирования дозы внутреннего облучения от потребления пищевых продуктов леса (рис.1).

Следует отметить, что в данной модели использована методология моделирования доз, разработанная и примененная впервые А.М.Дворником [15], однако, нами в модели также учтено влияние погодных условий, многолетняя продуктивность ягодников основных видов в зависимости от проективного покрытия и категории урожайности текущего года. Кроме того, нами использованы перечисленные выше имеющиеся собственные базы данных, с возможностью ввода и вывода информации с помощью ГИС. Данная модель конкретизирована для различных категорий населения конкретного населенного пункта, в том числе для критической.

На данном этапе ведется работа по нахождению функциональных и многомерных регрессионных зависимостей искомых величин от влияющих параметров (левая часть рисунка).

В перспективе предполагается учитывать вклад в дозу ^{90}Sr. Для определения содержания ^{90}Sr в ягодных видах и грибах предполагается использовать данные, полученные с помощью моделирования миграции ^{90}Sr в лесных экосистемах [12, 13, 14].

В результате работы планируется создание системы поддержки принятия решений на базе ГИС (MapInfo 4.0) для региональной администрации, принимающей решения по проведению контрмер для снижения дозовой нагрузки на население.

Литература

1. Борщенко В.П. Исследования особенностей формирования доз облучения сельского населения зоны безусловного отселения за счет критических ландшафтов. - Отчет по хозтеме Житомирской агроэкологической академии - 1999. - 85 (рукопись).
2. Медицинские последствия чернобыльской аварии. Результаты пилотных проектов АЙФЕКА и соответствующих национальных программ. Научный отчет // Под ред. Г.Н. Сушкевича, А.Ф.Цыба, - М.: ТОО "ВИДАР". – 1996. - 559 с.
3. P. Jacob, I. Likhtarev EUR 16541 - Pathway analysis and dose distributions.. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. - 130 pp.
4. Власова Н.Г. Связь социальных факторов с распределением дозы в сельском населенном пункте. - Лес, наука, молодежь. – 1999.
5. Лось І.П., Торбін В.Ф., Шепелевич К.І., Михайлов О.В. Процедура оптимізації прямих контрзаходів на пізній фазі радіаційної аварії. Інструктивно - методичні вказівки. - Київ, Чорнобильінформ, 1999. - 69 с.
6. P. Strand, B. Howard, V. Averin. Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. - 249 p.
7. G.J. Bruk, V.N. Shutov, I.G. Travnikova, M.I. Balonov, M.V. Kaduka, L.N. Basalaeva. The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of russia after the chernobyl accident // The radiological consequences of the Chernobyl accident // A. Karaoglou, G. Desmet, G.N. Kelly and H. G. Menzel. - Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. - 1192 p.
8. Dietary 137Cs through mushrooms - an example of metodology and data. Aino Rantavaara, Marja - Leena Markkula…
9. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации // Под ред. В.А. Ипатьева – Гомель, 1999. - 352 с.
10. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
11. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под. ред. Р.М.Алексахина. – М.: Энергоатомиздат, 1981. – 98 с.
12. Анохин В.Л. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. – М.: Атомиздат, 1974 с.
13. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Влияние основных агрометеорологических факторов на поступление радиоцезия в растения // Агрохимия. – 1989. – № 10. – С. 96-99.

14. Яковлева Н.А. Влияние погодных условий вегетационного периода на накопление стронция-90 и цезия-137 в растениях ячменя // Влияние средств химизации на радиоактивность почв и возделываемых растений. – М. : ЦИНАО, 1984. – С. 42-45.
15. Тихомиров Ф.А., Моисеев И.Т. Закономерности поведения долгоживущих радионуклидов йода, цезия и углерода в основных компонентах окружающей среды // Сб. науч. трудов «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС» – Свердловск, 1988. – С.12-21.

Прищепа О.Л.

Методологія оцінки та прогнозування внеску харчових продуктів лісу в дозу внутрішнього опромінення населення на основі синтезу лісовпорядної, ресурсознавчої та радіоекологічної інформації

Поліський філіал Укр ДІЛГА, м. Житомир

Стаття присвячена розробці методологічних основ прогнозування внеску харчових продуктів лісу (дикоростучих грибів та ягід) в дозу внутрішнього опромінення сільського населення регіону Українського Полісся. Наведені концептуальна схема моделі формування дози внутрішнього опромінення від харчових продуктів лісу, існуючі бази даних як вихідні дані, а також алгоритм розрахунків.

Prishchepa A.L.

Methodology of evaluation and prediction of contribution of forest food products to internal exposure dose of population on the basis of synthesis of forest management, resource and radioecological information.

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA, Zhitomir

The article is dedicated to creation of methodological basis of prediction of contribution of forest food products (wild mushrooms and berries) to internal exposure dose of rural population in the region of Ukrainian Polessye. Conceptual scheme of the model of forming of internal exposure dose from forest food products, real data bases as an initial data and also the algorithm of calculation have been reported.

Дворник А.М.,
доктор биологических наук,
Жученко Т.А.,
кандидат сельскохозяйственных наук
Институт леса НАН Беларуси, Гомель, Беларусь

Модель FORESTDOSE_INTERNAL формирования дозы внутреннего облучения от леса

1. Введение

Радиоактивному загрязнению в результате Чернобыльских выпадений 1986 года подверглись все природные экологические системы на обширных территориях. В настоящее время имеются критические экосистемы, которые, аккумулировав радионуклиды, определяют длительные дозовые нагрузки на человека вследствие внешнего и внутреннего облучения вследствие миграции радионуклидов по трофическим цепям [1]. К таким критическим экосистемам относятся лесные ценозы. Поведение радионуклидов в лесных экосистемах имеет свою специфику и отличается от поведения в других экосистемах, например, луговых. Корректный учет лесной специфики позволит построить реальную картину воздействия радиационно загрязненных лесов на жизнедеятельность человека.

В результате выброса радионуклидов после Чернобыльской аварии лесные насаждения оказались наиболее загрязненными экосистемами, самоочищение которых происходит длительное время. В среднем уровень загрязнения лесов в 1.5 - 2 раза выше уровня загрязнения сопряженных территорий.

По оценкам различных исследователей [11-15] вклад лесного компонента в формирование дозы внутреннего облучения составляет от 30 до 60 %. Однако такие оценки являются приблизительными без учета конкретных природных и климатических условий. Доза внутреннего облучения от пищевой продукции леса в значительной мере зависит от традиционного рациона питания, лесистости и типологической структуры лесных массивов, окружающих населенные пункты, а также от урожайности грибов и ягод и уровней их загрязнения. Если учесть эти особенности при оценке дозовых нагрузок от поступления радионуклидов с продуктами питания, то доля лесного компонента варьирует в значительно большем диапазоне.

Описанная в данной работе модель ***FORESTDOSE_INTERNAL*** предназначена для расчета дозы внутреннего облучения населения от пищевой продукции леса.

2. Модель расчета доз внутреннего облучения населения

2.1. Критические факторы дозовых нагрузок

Для оценки влияния леса на формирование дозы внутреннего облучения населения и профессиональных групп необходимо выделить набор доминирующих факторов, которые определяют дозовые нагрузки.

На величину дозы внутреннего облучения в первую очередь влияют количество потребляемой лесной пищевой продукции ("лесной" рацион) и уровень загрязнения территории.

В настоящее время население в основном вернулось к "доаварийному" рациону питания. Сбор и потребление грибов и ягод населением пропорциональны наличию грибных и ягодных мест около населенного пункта и зависят от местных традиций, которые формировались на протяжении длительного времени. Урожайность грибов и ягод зависит от лесорастительных условий. Поэтому в качестве одного из критериев необходимо использовать характеристики продуктивных лесов, в которых произрастают съедобные виды грибов и ягод, а именно, тип условий местопроизрастания, порода, возраст лесонасаждений. Определение такой структуры лесов позволяет оценить урожайность и виды грибов и ягод, доступных для сбора населением.

Определяющим фактором является количество продуктивных лесных площадей, окружающих населенный пункт. Изучение степени влияния леса на дозовые нагрузки необходимо проводить на основе сравнения процесса формирования доз облучения населения, проживающего в окруженных лесами ("лесной" н.п.), и в населенных пунктах, расположенных вдали от леса ("нелесной" н.п.), т.е. на расстоянии свыше дистанции пешей прогулки (около 5 километров). Для характеристики лесного окружения вводится термин "лесистость населенного пункта", которая выражается отношением площади, занимаемой лесами в радиусе 5 километров вокруг населенного пункта, к полной площади 5 километрового круга. Если "лесистость населенного пункта" превышает 20 %, населенный пункт относится к категории «лесной» населенный пункт.

Загрязненность радионуклидами пищевой продукции леса зависит от уровня загрязнения территории, вида грибов и ягод и условий, в которых они произрастают.

Таким образом, на основе изучения закономерностей формирования дозы облучения населения и для оценки влияния леса на ее величину определен набор доминирующих критериев. К нему относятся

"лесистость населенного пункта", структура окружающих лесов, включающая в себя тип условий местопроизрастания, порода, возраст лесонасаждений, уровень загрязнения лесов, рацион питания в части пищевой продукции леса.

В качестве базового региона, на основе которого отрабатывались методика и алгоритмы модели, выбран Ветковский район Гомельской области. Это обуславливается следующими причинами: район имеет достаточно высокую лесистость; высокий уровень и широкий спектр радиоактивного загрязнения; доступность для проведения экспериментальных работ. Уточнение параметров модели и проверка модельных расчетов проводилось на примере обследования населенных пунктов Брагинского района Гомельской области и Быховского, Костюковичского, Краснопольского, Чериковского и Славгородского районов Могилевской области. Расчет дозы внутреннего облучения за счет потребления пищевой продукции леса основан на представлениях модели ***FORESTDOSE_INTERNAL***, разработанной в Институте леса НАН Беларуси [2, 3].

2.2. Модельные приближения

В своей основе модель использует три принципиальных положения:

- структура лесного окружения конкретного населенного пункта;
- средневзвешенную активность пищевой продукции леса;
- потребление пищевой продукции леса населением.

Количество пищевой продукции леса определяется породным составом лесных насаждений, их возрастом, типом условий произрастания и их площадью. В модели учитываются только такие насаждения, в которых могут произрастать грибы и ягоды, т.е. продуктивные насаждения. В модельных расчетах для сбора даров леса принимается доступная площадь в радиусе 5 км вокруг населенного пункта.

Активность произрастающих грибов и ягод определяется несколькими факторами. К ним относятся вид грибов и ягод, условия их произрастания и уровни загрязнения почвы. Взвешенная активность лесной продукции вокруг населенного пункта рассчитывается с учетом этих факторов.

Потребление съедобных грибов и ягод населением варьирует в широких пределах. Это потребление в значительной мере зависит от лесистости населенного пункта.

2.2.1. Определение структуры лесного окружения населенного пункта

Определение структуры лесного окружения населенного пункта производится на основе камерального обследования лесных насаждений с использованием таксационной документации и планов лесонасаждений [4, 5]. Вокруг определенного населенного пункта анализируются лесные массивы в радиусе 5 км. Структура продуктивных лесов определяется по характеристикам лесного фонда, обобщенным в масштабе лесничества, на площади которого находится населенный пункт. Она определяется с учетом породного и возрастного состава, типа условий местопроизрастания (ТУМ) и возраста лесных насаждений. В эту выборку не входят непродуктивные леса (например, ольсы крапивные), болота, неиспользуемые лесные земли, просеки и т.д. Пятикилометровый радиус лесного окружения населенного пункта выбран на основе экспертной оценки посещения лесов населением.

2.2.2. Оценка продуктивности грибов и ягод в лесах вокруг населенного пункта

Основными видами грибов, которые заготавливаются населением, являются грибы первой категории: белый гриб, груздь настоящий, рыжики; второй и других категорий: березовики, волнушки, черный груздь, зеленка, лисичка настоящая, масленок, моховики, опенок осенний, осиновики, польский гриб, рядовка серая, строчек обыкновенный, сыроежки. Каждый вид имеет свои особенности по условиям их произрастания, срокам плодоношения и урожайности в разных лесорастительных зонах. Закономерность чередования урожаев грибов по годам отсутствует. Поэтому для оценки урожайности грибов принимается 10-летний период.

Если средний урожай грибов принять за 100 %, то высокие урожаи составляют около 200 %, а низкие – 40 %. Соотношение величины урожаев низких, высоких и средних изменяются по видам грибов и группам типов леса.

Расчет средних значений многолетних ресурсов грибов (биологический запас) производят по таблицам связи плодоношения различных их видов с таксационной характеристикой насаждений с учетом формулы урожайности [6]. По статистическим данным за 10-летние периоды были установлены формулы урожайности по видам грибов, т.е. определены годы, когда урожай был высоким, средним, низким или отсутствовал. Например, формула урожайности белого гриба - 1B2C5H2O показывает, что за 10-тилетний период 1 год будет высокий урожай белого гриба, 2 года - средний, 5 - низкий и 2 года урожай отсутствовал. Средний многолетний биологический урожай белого гриба в насаждениях данного типа грибоносных площадей рассчитывается по формуле:

$$P=Y*S,$$

где Y - средний многолетний урожай грибов, кг/га;

S - общая площадь насаждений данного типа, га.

Выявление размеров грибоносных и ягодоносных площадей производилось на основании учета лесного фонда лесхозов. При этом учитывались порода, тип условий местопроизрастания (ТУМ) и возраст насаждений. В расчет брались только леса, находящиеся в ведении Минлесхоза.

Литературные данные показывают, что площадь грибных месторождений обычно составляют 30 – 35 % от типа леса, где произрастает тот или иной вид гриба [7, 8]. Поэтому при определении биологического урожая грибов принимали в расчет одну треть насаждений в данном типе леса. Валовые эксплутационные ресурсы определялись с учетом их червивости, а также с учетом потребления животными и оставления части урожая для воспроизводства. Эксплутационный запас грибов составляет 50 % от биологического [6, 9].

Средняя урожайность грибов приведена в таблице 1.

Таблица 1

Средняя урожайность грибов

Вид грибов	Формула урожайности	Биологический урожай на 1га, кг		
		Высокий	Средний	Низкий
Белый гриб	1B2C5H2O	138.4	34.6	13.8
Березовик	3B4C3H	50.9	27.0	5.1
Осиновик	2B5C3H	28.7	13.2	5.7
Лисичка	4B5C1H	25.8	17.4	6.4
Масленок	2B4C3H1O	141.6	50.0	37.7
Зеленка	4B5C1H	30.7	20.5	7.6
Груздь черный	3B6C1H	21.1	13.0	3.2
Волнушка	2B6C2H	23.5	12.2	2.3
Польский гриб	1B2C5H2O	138.4	34.6	13.8
Сыроежка	4B5C1H	25.8	17.4	6.4

Средний многолетний биологический урожай ягод определен по методике [10] в зависимости от условий произрастания ягод на различных почвах и типах леса, с учетом проективного покрытия ягодника (отношения площади, занимаемой ягодами, к площади леса). Материалы таблицы 1. позволяют определить продуктивность лесов различных типов. Среднее проективное покрытие ягодников в Беларуси составляет 25 %.

Эксплутационные запасы ягодников по тем же основаниям, что и ресурсы грибов, исчисляются в размере 50 % от биологических запасов [10].

2.2.3. Классификация коэффициентов перехода радионуклидов в пищевые продукты леса (на примере съедобных грибов)

Уровни загрязнения радионуклидами различных видов грибов и ягод значительно варьируют и в большой степени зависят от условий их произрастания. Эти вариации обусловлены различными свойствами почвы, распределением нуклидов по почвенному профилю, физиологией грибов и биохимическими свойствами транспорта нуклидов [11, 14].

Экспериментальные значения коэффициентов перехода ^{137}Cs из почвы в различные виды съедобных грибов, полученные на сети лесных стационаров в течение нескольких лет наблюдения, демонстрируют значительный разброс в зависимости от типа условий местопроизрастания лесонасаждений.

Так, белый гриб в различных условиях произрастания, может по степени загрязненности отличаться в 10 раз. Поэтому необходимо при рассмотрении определенного населенного пункта брать в учет не только конкретные уровни загрязнения даров леса, но и условиях их произрастания.

Анализ базы данных по коэффициентам перехода позволил эмпирически выделить три группы коэффициентов перехода ^{137}Cs из почвы в различные виды грибов и классифицировать их по эдафотопам лесонасаждений, в которых эти грибы произрастают [15]. К первой группе были отнесены лесонасаждения, произрастающие в условиях A_1, A_2, B_1. В этих условиях преимущественно растут сосняки лишайниковые, брусничные, мшистые, и березняки мшистые на дерново-подзолистых, песчаных почвах. Коэффициенты перехода в этой группе самые низкие. Ко второй группе - лесонасаждения в условиях B_2, C_2, D_2, A_3. Здесь произрастают сосняки и березняки орляковые, кисличные на дерново-подзолистых, супесчаных почвах. К третьей группе - лесонасаждения в условиях B_3, C_3, A_4, B_4, C_4. Здесь произрастают сосново-березовые насаждения черничного типа на дерново-подзолистых оглеенных влажных почвах. Коэффициенты перехода в этой группе самые высокие. Усредненные коэффициенты перехода приведены в таблице 2.

Таблица 2

Коэффициенты перехода (КП) ^{137}Cs в различные виды съедобных грибов для различных условий местопроизрастания

Вид грибов	Тип условий местопроизрастания			Средний КП $м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$
	B_3, C_3	A_3, B_2, C_2, D_2	A_1, A_2	
	Коэффициенты перехода ^{137}Cs, $м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$			
Свинушка	206,6± 6,1	72,0±13,2	11,3±1,8	126,2
Польский	95,8±38,2	54,7±14,3	30,7±2,0	65,6
Масленок	78,6± 9,1	62,4± 9,3	14,4±3,0	63,4
Зеленка	60,0± 7,2	46,0± 15,0	32,0±6,0	46,0
Волнушка	66,4± 5,2	41,1± 5,6	7,3±2,1	36,9
Сыроежка	81,0±13,3	26,3± 3,3	11,0±3,0	34,6
Груздь черный	50,5± 5,0	33,5± 5,4	6,3±1,0	28,4
Подберезовик	42,0± 4,6	11,8± 3,2	4,3±2,7	19,2
Белый	28,4± 5,3	12,9± 3,5	4,3±0,5	18,3
Лисичка	29,3± 3,1	11,6± 4,0	1,8±0,6	17,1
Рыжик	-	-	16,7±4,3	16,7
Рядовка	-	-	7,2±2,0	7,2
Моховик	6,2±1,3	5,6± 2,4	4,8±1,8	4,8
Подосиновик	3,0±1,0	1,1± 0,5	0,5±0,2	1,7
Зонтик	-	0,5± 0,1	-	0,5
СРЕДНЕЕ				32,4

3. Расчет дозы внутреннего облучения населения и анализ факторов их формирования

3.1.Расчет суммарной активности пищевой продукции леса

Суммарная активность эксплуатационного запаса для грибов данного вида и эдафотопа, где данный вид произрастает, рассчитывается по формуле:

$$A_i = КП*Z*P,$$

где

A_i - суммарная активность эксплуатационного запаса гриба, данного вида, кБк;

КП - коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в грибы данного вида, $м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$. Коэффициент перехо да выбирается в соответствии с эдафотопом, в котором этот гриб произрастает (табл. 2);

Z - запас ^{137}Cs в почве, $кБк \cdot м^{-2}$;

P_i - эксплуатационный запас гриба, данного вида, кг.

Суммарная активность эксплуатационного запаса для грибов данного вида суммируется для эдафотопов, где данный вид произрастает. Расчет проводится для низко-, средне- и высокоурожайных сезонов, зависящих от метеорологических условий года. Суммарная активность от грибов для населенного пункта исчисляется, как сумма парциальных активностей разных видов грибов.

Таким образом, суммарная активность грибов является средневзвешенной величиной по следующим параметрам - площадь насаждений, эдафотопы, коэффициенты перехода и урожайность.

3.2. Оценка потребления даров леса населением

Как отмечалось ранее, доза внутреннего облучения от пищевой продукции леса определяется следующими факторами:

- лесистость территории в пятикилометровом радиусе вокруг населенного пункта;
- типы лесов, которые определяют урожайность лесной продукции и коэффициенты перехода в нее радионуклидов;
- уровень радиоактивного загрязнения;
- традиционное потребление лесной продукции по количеству и видам грибов и ягод.

Если первые факторы могут быть получены при камеральной обработке данных соответствующих лесничеств, то последний может предполагать несколько сценариев расчета. Одним из

самых важных и сложных вопросов расчета внутренних доз облучения является учет потребления населением продуктов питания. Рацион питания населения зависит от большого количества факторов социологического, географического, экономического характера и поэтому его расчет и математическое описание затруднено.

Оценки потребления пищевой продукции леса населением по разным источникам колеблются в значительных пределах. По этим данным потребление грибов сельским население колеблется от 1 до 15 кг. Имеются многолетние статистические данные потребления по Республике Беларусь [6, 16].

Проведем экспертную оценку потребления.

Наиболее точный метод определения потребления лесных продуктов - это социологический опрос населения. Но провести опрос всех населенных пунктов в реабилитируемых районах практически невозможно. Поэтому в подавляющем большинстве населенных пунктов применяют расчетные данные. Усредненные данные о потреблении и кулинарной обработке пищевых продуктов леса, полученные в нескольких населенных пунктах путем опроса, распространяются на остальную территорию.

Такой метод вносит достаточно большую неопределенность в конечный результат. Логично предположить, что потребление грибов и ягод пропорционально площади продуктивных лесов, окружающих населенный пункт. Известно, что в республике до Чернобыльской аварии для собственных нужд в сельском населенном пункте ежегодно собиралось 2,3 кг грибов на человека [16].

Потребление грибов и ягод в настоящее время можно считать не зависящим от уровня загрязнения радионуклидами лесных массивов вокруг жилых населенных пунктов, так как, в основном, восстановлен традиционный рацион питания. В местах с высокой плотностью загрязнения население не проживает. Можно предположить, что потребление пищевых продуктов леса зависит от лесистости и грибной урожайности года. Опорными точками для определения значений потребления явились следующие положения: при отсутствии леса (лесистость = 0) потребление равно 0, при средней лесистости РБ (34.5%) потребление равно 2.3 кг/(год*чел). По линейной зависимости определены значения потребления местных продуктов леса. Эти величины потребления должны также варьироватся в соответствии с чередованием урожайностЬ грибов. Таким образом, существенным ограничением оценки дозы внутреннего облучения за счет лесных продуктов является учет потребления грибов и ягод населением.

3.3. Расчет дозы внутреннего облучения населения от потребления пищевой продукции леса

На основе изложенных модельных представлений для выбранных населенных пунктов были рассчитаны годовые индивидуальные дозы внутреннего облучения от потребления лесных продуктов при допущении, что доля каждого вида гриба собирается пропорционально его урожаю [2, 15].

Данные по плотности загрязнения почвы ^{137}Cs для лесных кварталов, полученные из базы данных Минлесхоза РБ за 1993 год, были поправлены на радиоактивный распад и усреднены по всем продуктивным площадям. В расчетах не учитывались сезонные колебания дозы вследствие сезонности потребления грибов и ягод.

Важной радиологической характеристикой населенного пункта является суммарная активность, сосредоточенная в пищевой продукции леса и потенциально доступная для населения. Суммарная активность рассчитывалась на основе данных по эксплуатационному запасу грибов и ягод, коэффициентам перехода ^{137}Cs и плотности загрязнения лесных кварталов. Суммарная активность ягод рассчитывалась только для черники, в связи с большим потреблением и наибольшим коэффициентом перехода ^{137}Cs, который принимался равным 0,005 $м^2 \cdot кг^{-1} \cdot 10^{-3}$ [1, 11].

Таким образом, суммарная активность грибов и ягод является средневзвешенной величиной по следующим параметрам - площадь насаждений, эдафотопы, виды грибов, коэффициенты перехода и урожайность.

Доза внутреннего облучения населения определяется потреблением загрязненной пищевой продукции леса. Для ее расчета была принята величина потребления грибов 2.3 $кг \cdot чел^{-1} \cdot год^{-1}$, черники - 4 $кг \cdot чел^{-1} \cdot год^{-1}$. В расчете учитывалось снижение удельной активности грибов при кулинарной обработке. Усредненный по всем видам кулинарной обработки фактор снижения принимался равным 0.6 [14].

Белый гриб заготавливается населением преимущественно в сухом виде, фактор снижения равен 1. Предполагается, что лисичка в пищу практически не используется, т.к. принимается заготовительными пунктами по высокой цене. Пересчетный дозовый коэффициент принят равным 1.4×10^{-3} $Зв \cdot Бк^{-1}$ [12].

В таблице 3 приводится пример расчета доз от лесных продуктов для населенного пункта Новиловка Ветковского района. В результате расчета на основе модели ***FORESTDOSE_INTERNAL*** получена оценка дозы внутреннего облучения за счет потребления лесных пищевых продуктов. Она оказалась равной 0.40 $мЗв \cdot год^{-1} \cdot чел^{-1}$. Средняя индивидуальная доза внутреннего облучения населения в н.п. Новиловка, полученная в результате прямых измерений с помощью СИЧ, равна 1.9 мЗв [17], следовательно, вклад лесного компонента составляет 21 %.

Таблица 3

Пример расчета дозы внутреннего облучения населения от лесных продуктов для н.п. Новиловка Ветковского района Гомельской области

Вид лесной продукции	Средний эксплутационный урожай, кг	Суммарная активность эксплутационного урожая, кБк/кг	Средневзвешенная удельная активность грибов и ягод, кБк/кг	Доза внутреннего облучения за счет лесных продуктов, мЗв/год/чел	Доза с учетом кулинарной обработки, мЗв/год/чел
Белые	17042	76807	4,51	0,01	0,01
Масленок	55	469	8,52	0,02	0,01
Подосиновик	1803	1522	0,84	0,00	0,00
Подберезовик	3688	38353	10,40	0,03	0,02
Лисичка	8790	29810	3,39	0,00	0,00
Зеленка	7556	148542	19,66	0,06	0,03
Груздь черный	1342	31299	23,32	0,07	0,04
Волнушка	590	20805	35,23	0,10	0,06
Сыроежка	8890	103747	11,67	0,03	0,02
Польский	17042	400959	23,53	0,07	0,04
Черника	9280	27468	2,96	0,17	0,17
Сумма по грибам	66798	852313	14,11	0,40	0,23
ИТОГО					**0,40**

Следует отметить, что лесистость н.п. Новиловка в два раза превышает среднюю по району, однако коэффициенты перехода ^{137}Cs для данных типов почв самые низкие. Для полугидроморфных почв коэффициенты перехода в пищевую продукцию леса могут быть выше на порядок и, следовательно, можно ожидать более весомого вклада лесного компонента во внутреннюю дозу облучения.

4. Анализ доз внутреннего облучения от лесных продуктов

Для населенных пунктов реабилитируемых районов Могилевской области и Ветковского и Брагинского районов Гомельской области по модели ***FORESTDOSE_INTERNAL*** были рассчитаны дозы внутреннего облучения D_{for} жителей населенных пунктов, формируемые за счет потребления пищевой продукции леса (табл. 4). Для удобства анализа в этой таблице также указаны данные по уровням загрязнения населенного пункта (данные Госкомгидромета) и лесного окружения (данные Минлесхоза), а также данные по общей и продуктивной лесистости населенного пункта.

Дозы внутреннего облучения D_{int} получены как результат прямых измерений с помощью СИЧ содержания радионуклидов в организме жителей. Доза D_{int} является суммой двух компонентов - сельскохозяйственного D_{agr} и лесного D_{for}. Вклад лесного компонента в дозу внутреннего облучения определяется отношением D_{for}/D_{int}.

Рассчитано соотношение уровней загрязнения ^{137}Cs населенного пункта и взвешенное по площади кварталов загрязнение лесных массивов вокруг него. По данным Госкомгидромета РБ по населенным пунктам и поквартальным данным Минлесхоза РБ получено среднее соотношение (лес/НП), равное 2.2 раза. Следует отметить, что по данным многолетних наблюдений Института леса для сосновых насаждений, соотношение лес/поле не превышает 1.5 раза.

На величину внутренней дозы от лесных продуктов большое влияние оказывают два природных фактора: уровень загрязнения и количество продуктивных лесов вокруг населенного пункта (продуктивная лесистость). На рис.1. показана зависимость внутренней дозы D_{for} от лесных продуктов от этих факторов. Доза D_{for} возрастает с увеличением уровня загрязнения и продуктивной лесистости, что отражает алгоритмы расчета в рамках модели ***FORESTDOSE_INTERNAL.*** Эта зависимость была аппроксимирована двухпараметрическим полиномом второй степени вида:

$$D_{for} = 5.0 + 0.8 * X - 3.4 * 10^{-4} * X^2 - 5.0 * Y + 0.1 * Y^2, \quad (1)$$

где

D_{for} - доза внутреннего облучения от лесных продуктов, мкЗв/год;

X - уровень загрязнения, кБк/м^2;

Y - продуктивная лесистость, %.

Таблица 4

Расчет вклада дозы внутреннего облучения от потребления пищевой продукции леса в общую внутреннюю дозу населения

Населенный пункт	Уровень загрязнения леса, кБк/м^2	Продуктивная лесистость, %	Общая лесистость, %	Доза внутреннего облучения D_{int}, (мЗв/год)	Доза внутреннего облучения от лесных продуктов $D_{for.}$ (мЗв/год)	D_{for}/D_{int}
Гомельская область						
Новиловка	592	44	62	1,90	0,40	0,21
Федоровка	633	27	41	0,66	0,42	0,64
Скачок	688	32	54	1,20	0,52	0,43
Светиловичи	418	39	71	1,20	0,30	0,25
Затишье	207	16	31	0,20	0,16	0,80
Столбун	315	42	47	0,20	0,18	0,90
Железники	507	55	94	1,30	0,60	0,46
Перелевка	159	24	34	0,41	0,08	0,19
Нов.Залядье	229	19	24	0,58	0,13	0,22
Рудня-Журавлева	163	27	37	0,37	0,13	0,35
Команов	418	12	17	0,72	0,33	0,46
Петрицкое	144	34	51	0,77	0,11	0,14
Калининский	292	25	30	0,60	0,13	0,22
Новая Гребля	292	25	30	0,37	0,13	0,35
Ленинский	292	25	30	0,21	0,13	0,62
Просмычи	292	25	30	0,43	0,13	0,30
Новая Иолча	207	16	16	0,52	0,11	0,21
Теклинов	148	12	14	0,50	0,11	0,22
Могилевская область						
Ходорово	315	63	82	0,70	0,26	0,32
Сычин	577	60	79	0,50	0,37	0,75
Казаковка	348	29	35	0,51	0,12	0,24
Романьки	296	25	26	1,07	0,11	0,10
Овчинец	851	34	42	0,49	0,40	0,81
Лещенка	888	24	50	0,56	0,29	0,52
Победа	851	45	62	0,49	0,48	0,98
Соболи	777	36	47	0,49	0,38	0,77
Норки	222	47	48	1,75	0,11	0,06
Анютино	518	29	30	1,63	0,19	0,11
Новый Свет	326	41	45	0,30	0,17	0,55
Турье	703	18	21	0,38	0,16	0,43
Гронов	370	41	44	0,40	0,17	0,42
Соколовка	326	41	45	0,30	0,17	0,55
Тощица	111	34	38	0,85	0,05	0,06

Анализ по критерию согласия χ^2 показывает, что математическое описание расчетных модельных данных выражением (1) имеет вероятность 95%.

Изменение выборки населенных пунктов, безусловно, повлечет за собой изменение распределения D_{for} и, следовательно, изменение параметров и вида выражения (1). Таким образом, представленное выражение можно считать ориентировочным. Для уточнения математических формул необходимо значительное расширение статистической выборки.

Безусловно, никакая модель не в состоянии достоверно описать весь массив данных, в особенности таких, как доза внутреннего облучения. На ее величину оказывает влияние очень много параметров, для которых весьма трудно установить объективную закономерность. В некоторых случаях расчет может дать нереальные, завышенные значения доли лесного компонента, превышающие единицу. Однако это не означает, что алгоритмы модели не верны. В этих случаях модель дает указание на проверку входных параметров в каждом конкретном случае.

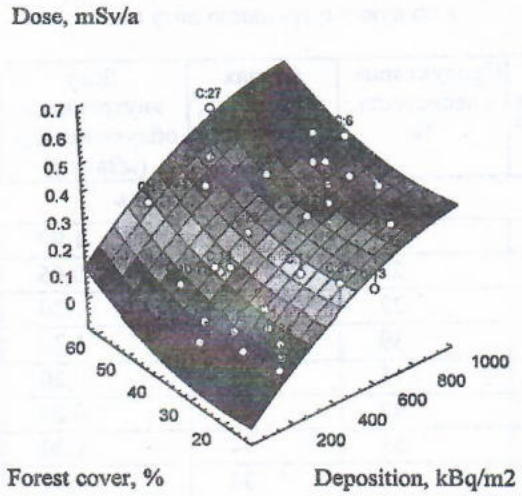


Рис. 1. Зависимость дозы от лесных продуктов от уровня загрязнения и площади продуктивных лесов вокруг населенного пункта

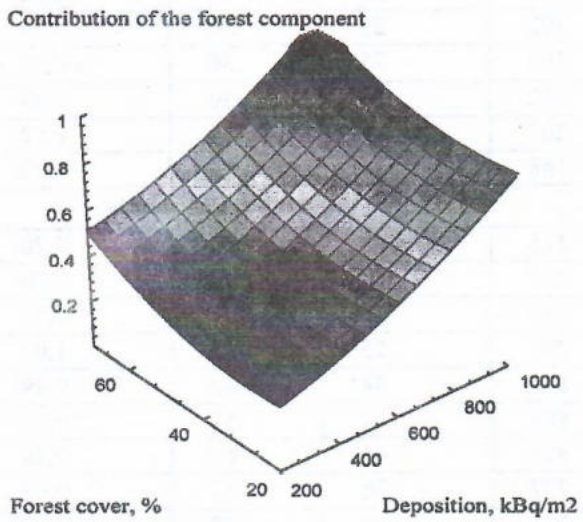


Рис. 2. Доля лесного компонента в дозе внутреннего облучения населения в зависимости от продуктивной лесистости населенного пункта и уровня загрязнения

Доля лесного компонента в дозе внутреннего облучения населения в зависимости от продуктивной лесистости населенного пункта и уровня загрязнения леса показана на рисунке 2.

Вклад лесного компонента имеет тенденцию к возрастанию с увеличением уровня загрязнения и продуктивной лесистости. Причем, для большой лесистости эта тенденция проявляется с большей интенсивностью. В таком поведении находит отражение эффективность применяемых в сельском хозяйстве контрмер по снижению содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции. На небольших уровнях загрязнения применение контрмер незначительно и имеется недостаточно жесткий радиационный контроль. С увеличением уровня загрязнения населенного пункта повышается количество и эффективность контрмер и применяется обязательный радиационный контроль. Доза внутреннего облучения от потребления сельскохозяйственных продуктов уменьшается и, как следствие, повышается доля лесного компонента.

Если рассмотреть структуру вклада во внутреннюю дозу отдельных видов грибов, то можно отметить, что такие грибы, как зеленка, польский гриб, волнушка, груздь черный составляют до 70 % дозы. В качестве контрмеры по снижению вклада лесного компонента можно предложить информационные и разъяснительные мероприятия по ограничению сбора отдельных видов грибов.

Литература

1. Лес и Чернобыль / Ипатьев В., Булавик И.М., Булко Н.И., Дворник А.М., Жученко Т.А. // Проблемы лесоведения и лесоводства: Научные труды Института леса АНБ. - Гомель, 1993. - Вып. 37. - С. 34-43.
2. Дворник А.М. Моделирование доз внутреннего облучения от пищевой продукции леса // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС): Тезисы докладов междунар.конф., 16-17 апреля 1998г., Минск. - Минск, 1998. - С. 68.
3. Дворник А.М., Жученко Т.А. Моделирование доз внешнего облучения от лесов // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС): Тезисы докладов междунар.конф., 16-17 апреля 1998г., Минск. - Минск, 1998. - С. 69.
4. Проект организации и развития лесного хозяйства Ветковского специализированного лесхоза Гомельского ПЛХО на 1994-2003 гг. - Гомель, 1993. – 383 с.
5. Таксационное описание Ветковского специализированного лесхоза Гомельского ПЛХО - Гомель, 1993. – 543 с.
6. Разработка прогнозных предложений по заготовке дикорастущих грибов, ягод и плодов в БССР на XII пятилетку // Отчет БелНИИЛХ, № 1554, - Гомель, 1985. – 58 с.
7. Васильков Б.П. Методы учета съедобных грибов в лесах СССР. - Ленинград, Наука, 1968. – 67 с.
8. Янушко А.Д., Бичик С.В. Ресурсы и продукция лесных побочных пользований в лесах Беларуси // Лесное хозяйство. - 1974. -№ 5. - С. 8-11.
9. Наставление по повышению продуктивности лесных съедобных грибов и оценке их ресурсов. / Институт леса; Составители: Гримашевич В.В., Малый Л.П., Шубин В.И. и др. - Гомель, 1992. – 44 с.
10. Рекомендации по определению ресурсов дикорастущих ягодных растений при лесоустройстве в Белорусской ССР / Минлесхоз; сост.Бурак Ф.Ф., Саутин В.И. - Гомель, 1988. – 29 с.
11. Ипатьев В.А., Булавик И.М., Дворник А.М. Радиоактивное загрязнение продукции лесного хозяйства Беларуси // Экспресс-информация. - Москва, Федеральная служба лесного хозяйства России, 1997. - Вып. 5. - С. 1-15.
12. Howard B.J., Johanson K. et. al. Transfer of radionuclides by terristrial food products from semi-natural ecosystems to humans // Second report of the VAMP Terrestrial Working Group. - Austria. - 1996. - P. 49-72.
13. Behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments: Final report ECP-5 / Belli M., Tikhomirov F., Dvornik A., Zhuchenko T. et.al.; by ed. Belli M. - ECSC-EC-EAEC, Brussels-Luxemburg, 1996, 147 p.
14. Kenigsberg J. Exposures from consumption of forest produce // The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proceedings of the first international conference. - Minsk, Belarus. - 1996. - EUR 16544. - P. 271-281.
15. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель формирования внутренней дозы облучения населения от пищевой продукции леса // Чернобыль: Экология и Здоровье. - Гомель, Институт механики металлополимерных систем, 1998. - № 1 (5). - С. 11-15.
16. Мезян П.С. Экономика и организация заготовок дикорастущих плодов, ягод и грибов. - Минск, Вышэйшая школа, 1978. – 176 с.
17. Шевчук В.Е., Чунихин Л.А., Буздалкин К.Н. Некоторые аспекты радиационной защиты населения в восстановительный период аварии на ЧАЭС при проведении реабилитации. // Чернобыль: Экология и Здоровье. - Гомель, Институт механики металлополимерных систем, 1998. - № 1 (5). - С. 49-64.

Дворнік О.М., Жученко Т.А.

Модель FORESTDOSE_INTERNAL формування дози внутрішнього опромінення від лісу.

Інститут лісу НАН Білорусі, Гомель

У статті описана модель формування дози внутрішнього опромінення сільського населення багатолісних районів (на прикладі Білорусі) від споживання лісових харчових продуктів. Для розрахунків використані такі дані: площа і типи лісу біля населеного пункту, дані про продуктивність грибів та ягід, а також вміст в них ^{137}Cs.

В роботі наведені величини КП ^{137}Cs в харчові продукти лісу в різних типах умов місцезростання, а також оцінки споживання населенням лісових продуктів. Отримане рівняння залежності дози внутрішнього опромінення від рівня радіоактивного забруднення лісів та продуктивності лісистої території. На основі цих даних проведена оцінка доз внутрішнього опромінення населення, а отримані дані порівняні з даними вимірів СВЛ.

Dvornik A.M., Zhuchenko T.A.

Model FORESTDOSE_INTERNAL of formation of internal exposure dose from forest

The Institute of Forest of NAS of Belarus'

The model of formation of internal exposure dose of rural population of forested regions (on example of Belarus') from consumption of forest food products was described. Such parameters as: square and types of forests near inhabited place, data about productivity of mushrooms and berries, also as content ^{137}Cs in it were necessary for this model.

Values of ^{137}Cs TF in food products in various types of forests and also evaluation of consumption by population of forest products were reported.

Equation of dependence of internal exposure dose from levels of forest radiocontamination and productivity of forest territory was obtained. Evaluation of internal exposure dose of population was made as well as comparison with data of spectrometer of radioactive emanation of human body.

Дешко Л.О.,
молодший науковий співробітник
УкрНДІЛГА, м. Харків
Самодай В.П.
молодший науковий співробітник
Краснотростянецька ЛНДС, м. Тростянець

Мінливість сосни звичайної в географічних культурах I та II поколінь за лісівничо-таксаціними показниками

Фундаментальні дослідження закономірностей внутрішньовидової мінливості та популяційної структури основних лісотвірних видів є науковою базою при вирішенні проблеми підвищення продуктивності лісів та поліпшення їх якісного складу, оскільки при цьому достатньо повно розкривається генетичний потенціал видів. Найбільш цікавими є дослідження внутрішньовидової мінливості видів з великими ареалами, зокрема сосни звичайної, бо вони дозволяють виявити результати еволюційних процесів та їх залежність від факторів довкілля, в якому існувала популяція [1, 2]. Надійним та найстарішим методом вивчення мінливості деревних порід є випробування їх у вирівняних умовах росту в географічних культурах [3]. У попередні роки досить детально в географічних культурах сосни звичайної вивчалися лісівничо-таксаційні, деякі анатомічні, фенологічні та інші показники. Але при цьому майже усі дослідження стосуються тільки першого покоління [4, 5]. Результати вивчення спадковості внутрішньовидової мінливості в географічних культурах дуже обмежені [6, 7]. Саме тому, метою наших досліджень було визначення рівня та характеру внутрішньовидової мінливості сосни звичайної в географічних культурах I та II поколінь за лісівничо-таксаційними характеристиками.

Об'єктами досліджень були географічні культури сосни звичайної I та II покоління Краснотростянецької лісової науково-дослідної станції Сумської області. Географічні культури I покоління було створено у 1928-30 роках з метою визначення генетичного та лісокультурного значення географічного та екологічного походження. Тут представлено сосни з 224 лісництв 92 районів колишнього Радянського Союзу, на сьогодні культури є винятковими за своєю цінністю. З 1958 року І.М. Патлаєм та співробітниками лабораторії селекції та інтродукції УкрНДІЛГА в географічних культурах проводились дослідження таксаційних, селекційних, фенологічних, морфологічних та інших характеристик. Географічні культури II покоління створено у 1965 році сіянцями, вирощеними з насіння, зібраного у культурах 1928-30 років. Тут представлено 20 географічних походжень.

Для досліджень були відібрані походження, що максимально повно репрезентують основні типові частини ареалу сосни звичайної, тобто: архангельське, полоцьке, бобруйське, брянське, місцеве (тростянецьке), в'ятське, бузулукське, кокчетавське, акмолинське, грузинське. Вивчені нами кліматипи належать до різних підвидів сосни звичайної за Л.Ф. Правдіним [8]: архангельське – P. sylvestris subsp. lapponica Fries; грузинське – P. sylvestris subsp. hamata (Steven) Fomin; кокчетавське та акмолинське – P. sylvestris subsp. kulundensis Sukaczew; місцеве, брянське, бобруйське, в'ятське, полоцьке, саратовське та бузулуцьке – Pinus sylvestris L. subsp. sylvestris L..

У вищезгаданих походженнях сосни звичайної у I та II поколіннях було проведено обстеження лісівничо-таксаційних, селекційних та інших показників. Усі кліматипи оцінювались за ростом та продуктивністю, збереженістю, стійкістю проти несприятливих факторів та якістю деревостанів. Дослідження проводили за загально прийнятими методиками [9].

Вивчення таксаційних характеристик різних кліматипів сосни звичайної I покоління у 70-річному віці виявило наявність значної географічної мінливості. Так, найменшу середню висоту сосни має кокчетавське походження – 20,5 м; найбільшу – бобруйське походження – 30,2 м (табл. 1). Середня висота сосон місцевого (тростянецького) походження - 27,9 м. Найбільшим діаметром вирізняється місцеве (тростянецьке) походження (31,8 см), найменшим – архангельське (26,3 см). Найбільший об'єм стовбура середнього дерева характерний для місцевого та бузулуцького походжень (0,976 та 1,012 $м^3$ відповідно). Найменший – для архангельського походження (0,521 $м^3$).

Майже усі походження з північної та північно-західної частини Європейської Росії мають добру очищеність стовбура від сучків, гірша очищеність від сучків спостерігається у південному та східному походженнях (грузинське, кокчетавське, акмолинське), добра очищеність (навіть краща, ніж у місцевої) – у сосон з Білорусі та бузулуцького походження. Майже всі північні та північно-західні європейські кліматипи формують рівні стовбури майже без ознак викривлення. Грузинський кліматип характеризується наявністю дерев з дуже викривленими у верхній частині стовбурами. У кокчетавському походженні - 32,1 % дерев з кривими стовбурами. Тобто, для різних кліматипів сосни звичайної спостерігається тенденція до збільшення відсотку викривлених стовбурів відповідно до напрямку північ – південь.

Для визначення вірогідності різниць середніх діаметрів та висот сосен з різних географічних походжень порівняно з місцевим (тростянецьким) було проведено статистичний аналіз. Виявлено, що тільки стовбури бобруйського походження вірогідно перевищують за висотою місцеві ($t_{факт}$=2,14;

$t_{теор}$=2,02). Дерева грузинського, кокчетавського та архангельського походження вірогідно відстають за ростом від місцевих сосон ($t_{факт}$=2,46; $t_{факт}$=6,46; $t_{факт}$=5,84 відповідно). За середнім діаметром сосни жодного з походжень не перевищують тростянецьке.

Таблиця 1

Мінливість сосни звичайної в географічних культурах I покоління в 70-річному віці за таксаційними показниками

Назва походження	Середня висота M ± м, м	Середній діаметр M ± м, см	Об'єм стовбура середнього дерева, м^3	Бонітет	Відсоток рівних стовбурів	Очищеність від сучків
Грузинське	25,2± 0,6	30,6±1,3	0,849	I	53,3	погана
Акмолинське	26,2± 0,3	27,6±0,7	0,697	I	70,7	погана
Тростянецьке	27,9± 0,6	31,8±0,7	0,976	I^a	54,0	середня
Бузулуцьке	29,3± 0,5	31,7±0,7	1,012	I	75,8	добра
Бобруйське	30,2± 0,6	29,2±0,9	0,882	I^a	76,2	добра
Брянське	28,4± 0,5	29,2±0,8	0,834	I^a	50,0	середня
Кокчетавське	20,5± 0,7	27,9±1,0	0,571	III	28,6	погана
Полоцьке	26,5± 0,4	29,5±0,6	0,802	I	69,8	добра
В'ятське	27,3± 0,3	29,5±0,9	0,821	I	70,6	добра
Архангельське	21,1± 0,8	26,3±1,2	0,521	III	50,0	погана

Проведені таксаційні дослідження географічних культур сосни звичайної II покоління у 30-річному віці показали наявність мінливості таксаційних і селекційних характеристик (табл. 2). Виявлено, що найвищою середньою висотою сосен вирізняється бобруйське походження (20,5 м), найнижчою – грузинське походження (13,4 м); найбільшим діаметром дерев вирізняється бузулуцьке походження (19,7 см), найменшим – в'ятське та архангельське (17,1 см); максимальний об'єм стовбура середнього дерева виявлено у бузулуцького походження (0,246 м^3), мінімальний – у грузинського та архангельського походження (0,186 м^3).

Усі дерева походжень із західної частини Європейської Росії характеризуються доброю очищеністю від сучків. Походження з півночі Європейської Росії (архангельське та в'ятське) характеризується середньою та поганою очищеністю стовбура від сучків. Стосовно якості стовбурів можна сказати, що досить високий відсоток дерев зі значними вадами характерний для грузинського походження. Цей кліматип і в I поколінні географічних культур вирізняється наявністю сильно викривлених стовбурів.

Для визначення істотності відмінностей росту сосен різного географічного походження у другому поколінні проводили порівняння середніх висот та діаметрів кліматипів з місцевим (насіння для його вирощування зібране в тростянецькому походженні в географічних культурах I покоління) та з контролем (вирощеним із загального збору насіння Тростянецького ДЛГ). Статистичний аналіз різниць середніх висот порівняно з місцевими показав, що бузулуцьке, бобруйське, полоцьке, в'ятське, архангельське та кокчетавське походження вірогідно перевищують його; середня висота дерев грузинського походження вірогідно нижча від місцевої. За середнім діаметром тільки сосни грузинського та бузулуцького походжень вірогідно перевищують місцеві. Порівняно з контролем, вірогідно вищим за висотою дерев виявилося тільки бобруйське походження ($t_{факт}$=4,75, $t_{теор}$=2,04), за діаметром сосни жодного з походжень вірогідно не перевищують контроль.

Було проведено кореляційний аналіз таксаційних показників у I та II поколіннях, але вірогідного зв'язку виявлено не було. Ми зробили спробу проаналізувати той факт, що у другому поколінні географічних культур спостерігається підвищення енергії росту сосен тих походжень, які у першому поколінні відрізнялися поганим ростом (в таблиці 2 за для порівняння характеру росту в різних кліматипах у двох поколіннях представлено дані обстежень географічних культур I покоління у 30-річному віці). Також у II поколінні відмічається зменшення різниць між таксаційними показниками кліматипів. Можна припустити, що це пов'язано з перехресним запиленням дерев віддалених походжень між собою. Відомо, що у межах виду схрещування нерідних особин за рахунок збагачення ефектів генів в гібридах може призвести до посилення комплексу ознак, які забезпечують підвищену цінність особини. Вона може бути більш пристосованою до середовища або мати підвищену цінність при селекції. Такий тип взаємодії систем генів, чи навіть окремих алелів, отримав назву гетерозису, або гібридної сили [10].

Таблиця 2

Мінливість різних кліматипів сосни звичайної в географічних культурах I та II покоління у 30-річному віці за таксаційними показниками

Назва походження	Дані обстежень культур II покоління						Дані обстежень культур I покоління *		
	Середня висота M ± м, м	Середній діаметр M ± м, см	Об'єм стовбура середнього дерева, м^3	Бонітет	Відсоток рівних стовбурів	Очищеність від сучків	Середня висота, м	Середній діаметр, см	Об'єм стовбура середнього дерева, м^3
Грузинське	13,4±0,1	19,0±0,2	0,186	I	30,0	погана	11,2	14,4	0,093
Акмолинське	16,0±0,2	18,6±0,2	0,206	I^a	49,4	погана	14,5	15,0	0,124
Тростянецьке	15,7±0,1	17,9±0,1	0,188	I^a	40,3	добра	16,2	17,4	0,182
Бузулуцьке	17,2±0,3	19,7±0,3	0,246	I^a	50,0	середня	15,5	17,1	0,170
Бобруйське	20,5±0,2	18,2±0,1	0,244	I^a	58,9	добра	13,5	14,8	0,114
Брянське	16,5±0,6	19,5±0,7	0,233	I^a	32,0	добра	13,5	15,0	0,117
Кокчетавське	18,0±0,2	17,6±0,2	0,204	I^a	42,7	добра	8,7	15,7	0,091
Полоцьке	17,8±0,1	18,4±0,1	0,221	I^a	43,6	добра	14,6	15,0	0,124
В'ятське	17,7±0,1	17,1±0,1	0,190	I^a	49,7	погана	13,4	14,0	0,101
Архангельське	17,3±0,1	17,1±0,2	0,186	I^a	85,1	середня	9,7	11,5	0,053

* – дані обстежень географічних культур I покоління взято із матеріалів кандидатської дисертації Патлая І.М.

В нашому випадку у II поколінні, можливо, спостерігається саме такий ефект гібридної сили, який виникає в результаті спонтанного схрещування віддалених кліматипів між собою.

В одночас з цим, було виявлено, що збереженість віддалених від місцевого кліматипів II покоління географічних культур (як і I-му) доволі низька. Таким чином, завдяки тому, що зріджування культур не проводилося, походження з високою збереженістю стали дуже загущеними. Це найбільше стосуєтьсямісцевих сосон, які вирізняються максимальною збереженістю. Саме в результаті сильного загущення культур місцева сосна, можливо, і виявила в II-му поколінні досить погані показники росту та стану.

Також, ще можна сказати, що в результаті природного відбору в географічних культурах другого покоління вижили найбільш пристосовані особини. Можливо, завдяки генетично закріпленій мінливості кліматипів та пристосованості до окремих для кожного кліматипу природних умов дія природного відбору значно більша у віддалених походженнях. У результаті відбору в цих походженнях виживають особини максимально пристосовані до конкретних (місцевих) умов. У місцевому кліматипі дія відбору, завдяки генетично закріпленій пристосованості до умов довкілля [11], значно менша і тому зберігається різноманіття геномів та фенотипів, що підтверджується наявністю значної мінливості показників діаметрів та висот місцевого походження.

Брянське та бобруйське походження сосни звичайної в 1997 році, базуючись на результатах обстежень географічних культур, одержаних у попередні роки, було внесено у Реєстр сортів рослин України як сорти-популяції. Нашими дослідженнями виявлено, що бобруйське походження у I і у II поколіннях географічних культур перевищують місцеві сосни за висотою, що підтверджує правомірність його подання до державного сортовипробування.

Висновки

1. В результаті проведених досліджень виявлено яскраво виражену мінливість інтенсивності росту різних кліматипів сосни звичайної в географічних культурах. Кращими за ростом та станом в I поколінні географічних культур в 70-річному віці виявились місцеве (тростянецьке) та бобруйське походження, гіршими – кокчетавське та архангельське. Кращим за ростом та станом в географічних культурах II покоління у 30-річному віці є бобруйське походження, гіршими – грузинське та архангельське.

2. Взагалі, кращими за комплексом ознак популяціями сосни звичайної у географічних культурах визначено, поряд з місцевим, кліматипи із західної частини Європейської Росії та з Білорусі. Сосни бобруйського походження в умовах географічних культур перевищують місцеву (тростянецьку) сосну за висотою у I та II поколіннях, що підтверджує доцільність його передання для державного сортовипробування як сорт-популяцію.

Література

1. Селекция лесных пород / Молотков П.И., Патлай И.Н., Давыдова и др. – М.: Лесная промышленность, 1982. – 224 с.
2. Патлай И.Н. Географические культуры и их исследование на Украине //Селекция, генетика и семеноводство древесных пород как основа создания высокопродуктивных лесов. Тезисы Всесоюзн. научно–техн. совещ. – Москва. 1980. – С. 256–261.
3. Райт Дж. В. Введение в лесную генетику: Пер. с англ.– М.: Мир, 1978.– 471 с.
4. Shutyaev A.M., Giertych M. Height growth variation in a comprehensive Eurasian provenance experiment of Pinus sylvestris L.// Silvae Genetica. – 1997. – V. 46, № 6.– P. 332–349.
5. Giertych M., Oleksyn J. Summary of results on Scots pine (Pinus sylvestris L.) volume production in Ogievskij's pre–revolutionary Russian provenance experiments.// Silvae Genetica. – 1981. – V.30, № 2–3. – P. 56–74.
6. Патлай И.Н. Рост и устойчивость сосны в географических культурах второго поколения в Тростянецком лесхоззаге Сумской области //Лесной журнал. – 1974. – № 6. – С. 155–160.
7. Шутяев А.М. Особенности климатипов сосны обыкновенной в географических культурах второй генерации// Лесоведение. – 1983. – №1. – С. 69–71.
8. Правдин Л.Ф. Сосна обыкновенная. Изменчивость, внутривидовая систематика и селекция. – М.: Наука, 1964. – 192 с.
9. Анучин Н.Т. Таксация. – М.: Лесная промышленность, 1982. – 552 с.
10. Дубинин Н.П. Общая генетика. – М.: Наука, 1976. – 591 с.
11. Гиртич М. Генетические особенности местной сосны обыкновенной// Лесная генетика, селекция и физиология древесных растений. Материалы Международного симпозиума, 25–30. 09.1989, г. Воронеж. – Москва, 1989.– С. 24–28.

Дешко Л.А., Самодай В.П.

Изменчивость сосны обыкновенной в географических культурах I и II поколений по лесоводственно-таксационным показателям.

УкрНИИЛХА, г. Харьков; Краснотростянецкая ЛНИС, г. Тростянец Сумской области

Лесоводственно-таксационные и селекционные исследования географических культур сосны обыкновенной I и II поколений выявили наличие изменчивости интенсивности роста различных климатипов. Определено, что лучшими по комплексу признаков являются, наряду с местными, сосны происхождения из западной части Европейской России и Беларуси. Подтверждена целесообразность передачи сосны бобруйского происхождения к государственному сортоиспытанию как сорт-популяция сосны обыкновенной.

Deshko L.A., Samoday V.P.

The variability of Scotch Pine in the provenance tests I and II generations by forest valuation signs.

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration, Krasnotrostyanetska Research Forest Station

Forest valuation and selection researches of Scotch Pine provenance tests I and II generations showed a presence of variability growth intensity of different climatypes. It has definite, that best on signs complex were, side by side with the local, the provenances from western part of European Russia and from Byelorussia. The expediency of moving the provenance from bobruysk to State Sort Commission as a sort-population of Scotch Pine was confirmed.

Терещенко Л.І.,
аспірант,
УкрНДІЛГА, м. Харків

Особливості успадкування деяких якісних ознак плюсових дерев сосни звичайної

Для встановлення ефективності селекції та рівня генетичного покращення за ростовими та генеративними ознаками необхідно знати характер та особливості успадкування цих ознак. Ефективність селекційного відбору оцінюється за ростом насіннєвих та вегетативних потомств плюсових дерев. При визначенні рівня успадкування більше уваги приділялося до цього часу біометричним параметрам, менше – якісним. Мета даної роботи - встановлення тенденцій успадкування потомствами якісних ознак: початку вегетації, доби та термінів льоту пилку, його інтенсивності.

Важливим фактором, що впливає на строки початку фенофаз, є погодні умови конкретного року. Кіщенко І.Т. зазначає, що ріст пагонів сосни звичайної починається при підвищенні середньодобової температури повітря приблизно до + 5°С, хвої - +10°С, стовбура - +12°С, інтенсивність росту особливо тісно корелює з температурою повітря в перший половині періоду їх росту (r від +0,5 до +0,8) [3]. Вважається, що строк початку росту верхівкового пагону є генетично обумовленою ознакою [1, 2]. За даними Finkelday [2], для сосни чорної частка успадкування строків розпускання бруньок насіннєвим потомством становить приблизно 0,80. Для сосни звичайної таких даних ми не маємо. Необхідні для характеристики погодних умов метеорологічні показники взято на Комсомольській метеостанції Зміївського району. Сума ефективних температур визначалася за методикою Н.В. Гулинової [7]. Від середньої декадної температури віднімався біологічний мінімум температури, отримана різниця множилася на кількість днів у декаді. Ці величини за кожну декаду підсумовувалися.

Дата початку розкриття мікростробілів значною мірою залежить від кліматичних факторів. Мациріс [4] для сосни чорної відмічає слабку успадковуваність строків початку льоту пилку (Н=0,23), процес знаходиться під контролем факторів зовнішнього середовища. Як свідчить Н.В.Кречетова [5], на півдні ареалу сосни звичайної оптимальними умовами для доброго врожаю є дещо підвищена вологість та знижена температура повітря, збільшена кількість опадів. Сарвас уточнює, що льот пилку залежить більше від вологості повітря, ніж від суми ефективних температур, відносна вологість повітря має складати 50 відсотків і менше [6].

Об'єкти вивчення - це 15-річна архівна клонова плантація (вегетативне потомство плюсових дерев) та 15-і та 14-річні випробні культури (насіннєве потомство тих же дерев) в Задінецькому лісництві Зміївського ДЛГ та у Васищевському лісництві Жовтневого ДЛГ Харківської області.

Фенологічні спостереження проводилися на протязі 3 років. Спостереження за початком вегетації розпочинались 1 квітня (середня багаторічна доба сталого переходу температури повітря через +5 °С). Оцінка фенологічного стану провадилася за такою шкалою: 1 – ріст верхівкових бруньок 1-3 см, 1,5 – до 10 см, 2 – до 15 см, 2,5 – до 20 см, 3 – більше 20 см. Ступені розвитку верхівкового пагону відмічали у дерев клонової насіннєвої плантації (КНП) та у випробувальних культурах (Задінецьке лісництво) одночасно, оскільки відстань між ними – близько 5 км.

На клоновій насінній плантації обстежувалось 3-4 дерева кожного клону. У насіннєвого потомства (напівсібсів та сібсів) обстежувалися всі дерева. Фіксувалася фаза розвитку пагону та визначався середній для клону або потомства ступінь розвитку на певну дату спостереження (10, 15, 20 квітня). Стадії росту верхівкового пагону визначались у нащадків 13 плюсових дерев. Всього було розглянуто 60 варіантів. Слід відмітити, що збереженість дерев деяких варіантів виявилася дуже низькою. По 2-4 дерева збереглося у варіантах: Ск-18, Ск-18 х 13-Г, Ск-18 х 7Г, Ск-21, М-1 х 13-Г, В-17 х 7-Г, В-17 х 13-Г, 513-І х 7-Г, М-2. Інші варіанти мали від 6 до 41 дерева.

У дні спостережень за льотом пилку визначалася фаза розвитку пиляків шляхом огляду кожного дерева з усіх боків. За початок фази приймали добу, коли 10% дерев вступило в дану фазу, за повну фазу – добу, коли фаза настала у 75% дерев [8]. Для більш повної характеристики чоловічого "цвітіння" спостереження провадилися на всій площі клоново-насіннєвого архіву (50 клонів) та у випробних культурах (площа 0,7 га). Інтенсивність чоловічого цвітіння визначалася шляхом підрахунку кількості мікростробілів на кожному дереві.

Отримані результати опрацьовували, застосовуючи методи варіаційної статистики [9].

Датою сталого переходу температури повітря через +5°С в 1998 та 2000 роках було 1 квітня, в 1999 - 24 квітня. В 1998 році сума ефективних температур на 10 квітня склала 51°С, в 1999 році – 73°С, в 2000 – 50 °С. Оскільки погодні умові в ці роки були різними, то для встановлення тенденцій успадкування ми провели порівняння фаз росту пагонів в різні роки та визначили середній ступінь розвитку на 10,15, 20 квітня. Встановлено, що коефіцієнт кореляції сумарного впливу батьків по роках складав 0,7, s_r =0.17, t =1,43, $t_{0.5}$=1. На КНП процеси росту верхівкового пагону більш інтенсивні, ніж у випробних культурах.

Припускаємо, що це пов'язано з відсутністю конкуренції за світло та площу живлення у клонових дерев (розміщення 5х5м , в одновікових культурах розміщення дерев - 2,5х1 м).

На рисунку 1 представлено середні дані росту верхівкових пагонів за три роки. Відмічаються розбіжності між варіантами у строках початку росту пагонів. Для 9 сибсів, одержаних в результаті запилення клоном Г-13 (середньо-пізній строк початку росту), виявлено більш пізній початок вегетації, а для З-11 та 7-Г - ранній початок росту. Різниця між настанням фази початку росту верхівкового пагону між клонами З-11 та Г-13 становить 3 доби. Таким чином, запилювач впливає на строки початку вегетації, що підтвердили результати кореляційного аналізу (r =0,722, s_r =0.171, t =4.139, $t_{0.005}$=3.581). З іншого боку проявляється вплив материнського генотипу, також значний та достовірний (r =0,708, s_r =0.168, t =4.339, $t_{0.005}$=3.581).

Значно теплішим в порівнянні з середніми багаторічними спостереженнями був 1999 рік. Середньомісячна температура з січня по жовтень, окрім травня, перевищувала багаторічну. Тому восени спостерігався вторинний ріст верхівкових пагонів до 2-8 см у потомств Ск-7, Ск-18, Ск-21, Б-2, В-16, І-513. Найбільші прирости дали варіанти з участю І-513 - до 15 см. З літературних джерел [10] відомо, що на рівні 10-річних сімей дугласії успадкування ознаки складає 0,5, відмічається також зв'язок між відбором на більш швидкий ювенільний ріст з можливістю вторинного приросту. Слід відмітити, що на КНП 1995 року створення клон І-513 є одним з найкращих ростових клонів (серед 40 клонів), хоча окремо дослідженнями цього явища ми не займалися.

В наших дослідженнях для сосни звичайної зв'язку між строками початку вегетації та строками початку цвітіння не виявлено. Строки чоловічого цвітіння дещо відрізнялись по роках. В 1998 році початок травня характеризувався дещо підвищеною температурою повітря до 14 травня (максимальна температура відмічена 11 травня - +25,5°С, мінімальна –5 і 6 травня - +7°С та +9°С). Середньодобова максимальна температура повітря від 10°С і вище спостерігалась 6-12, 15-17 травня. За першу декаду травня випало всього 5,5 мм опадів, що майже втричі менше за норму, друга декада виявилася ще більш посушливою, 13 травня випало всього 1,3 мм опадів. Відносна вологість повітря до 30 % спостерігалась з 6 по 16 травня. Погодні умови в період льоту пилку в 1999 році мали такі особливості: температурний мінімум спостерігався 6 та 7 травня, коли відмічено мінусову температуру повітря (відповідно –1,9°С та -2,5°С), з 13 по 16 травня знову похолодало і температура була нижчою за норму на 4-6°С; відносна вологість повітря не перевищувала 30 % з 1.05 по 10.05. 10 травня випало 5,2 мм опадів, незначні опади були 12 та 14 травня (відповідно, 1.2 та 1.1 мм). В 2000 році плюсові температури спостерігалися вже з початку квітня, перша половина травня була теплішою за середню багаторічну (40-річні спостереження). З 30 квітня по 10 травня відносна вологість повітря не перевищувала 30 %, тільки 7 травня вона піднялась до 37 %, коли випало 0,8 мм опадів. Таким чином, розпалу льоту пилку дійсно відповідало деяке зниження температури та підвищення вологості повітря, що підтверджує думку авторів [5]. За нашими спостереженнями, початок льоту пилку за строками співпадає з початком цвітіння середньо-ранної фенологічної форми бузку, що слід враховувати при визначенні строків збору пилку.

В таблиці 1 подано дані щодо чоловічого "цвітіння" в 1998-2000 роках. Ці дані є підтвердженням даних З.П.Коц [11], яка вказує на календарні строки початку розкриття мікростробілів сосни звичайної на клоновій насіннєвій плантації Задінецького лісництва - з 8-10 по 21-24 травня, відмічаючи коливання строків по роках. Матеріали таблиці свідчать, що початок та кінець льоту пилку характеризуються подібними сумами ефективних температур. Вирішальними в настанні розпалу льоту пилку є деяке зниження температури та підвищення відносної вологості повітря.

Таблиця 1

Строки льоту пилку в 1998-2000 роках

Рік спостереження	1998	1999	2000
Дата початку льоту пилку	9-11.05	8-10.05	6-7.05
Сума ефективних температур	252-286	257-290	261.6-273
Розпал льоту пилку	12-15.05	11-13.05	8-11.05
Сума ефективних температур	301.6-337.4	306.9-348	284,3-327,5
Кінець льоту пилку	16-17.05	14-15.05	12-13.05
Сума ефективних температур	349.2-363.8	351,6-368	341.4-368.5

Внутрішньоклонові розбіжності становлять 1-2 дні, міжклонові - є більш суттєвими: 6-7 - в рік розтягнутого цвітіння, 2-3 - в роки з дружним цвітінням [8]. В нашому випадку міжсімейні розбіжності становили 2-4 дні. Період льоту пилку для кожної сім'ї складав, в середньому, 3-5 діб. До клонів з найбільш раннім початком льоту пилку відносяться З-11 та І-513, пізнішій літ пилку спостерігався у клонів М-2, Г-13, І-512. Зв'язок між датами льоту пилку у вегетативного та насіннєвого потомства плюсових дерев не вивчався тому, що сібси та напівсібси, зростаючі в культурах, тільки вступають в фазу репродукції.

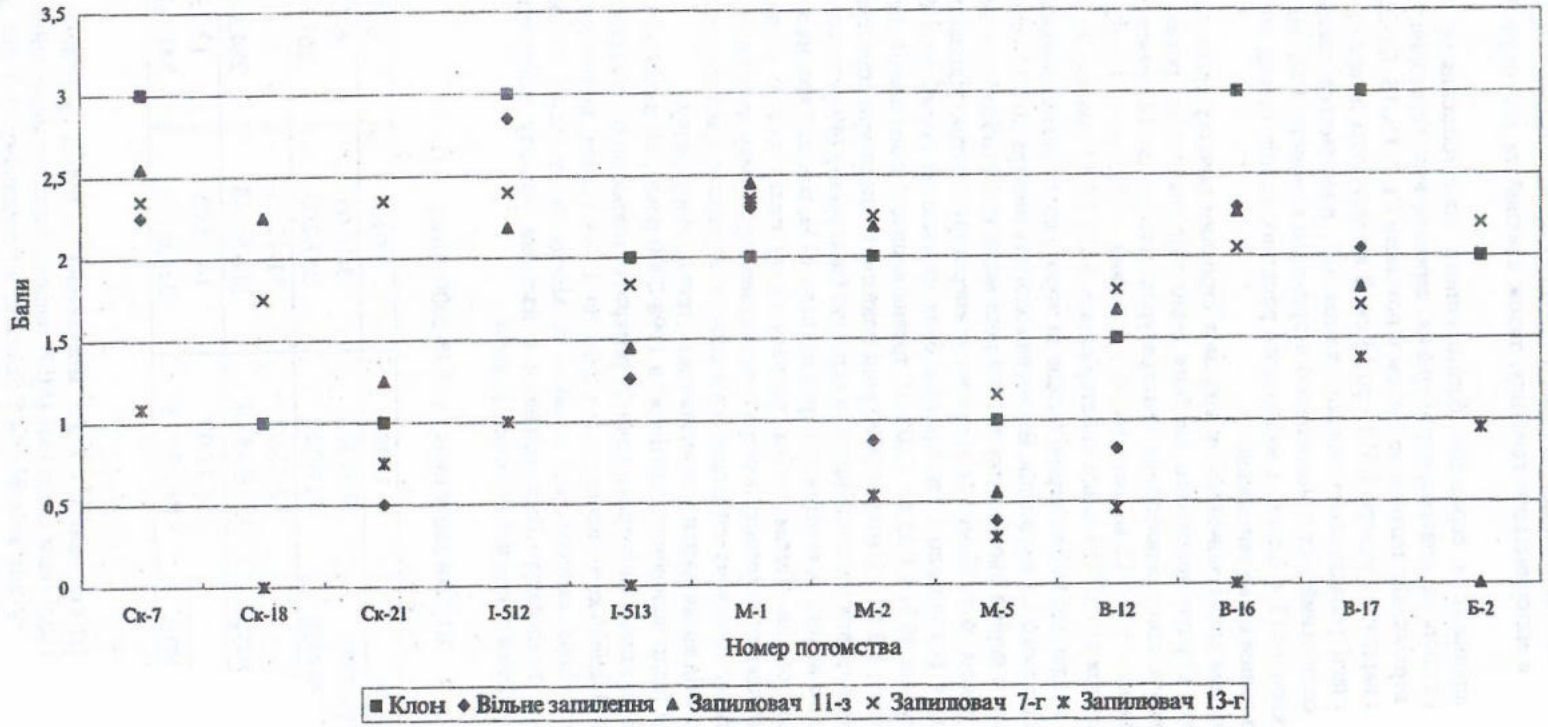


Рис.1. Ступені розвитку верхівкового пагону потомств плюсових дерев сосни звичайної (середнє за 3 роки)

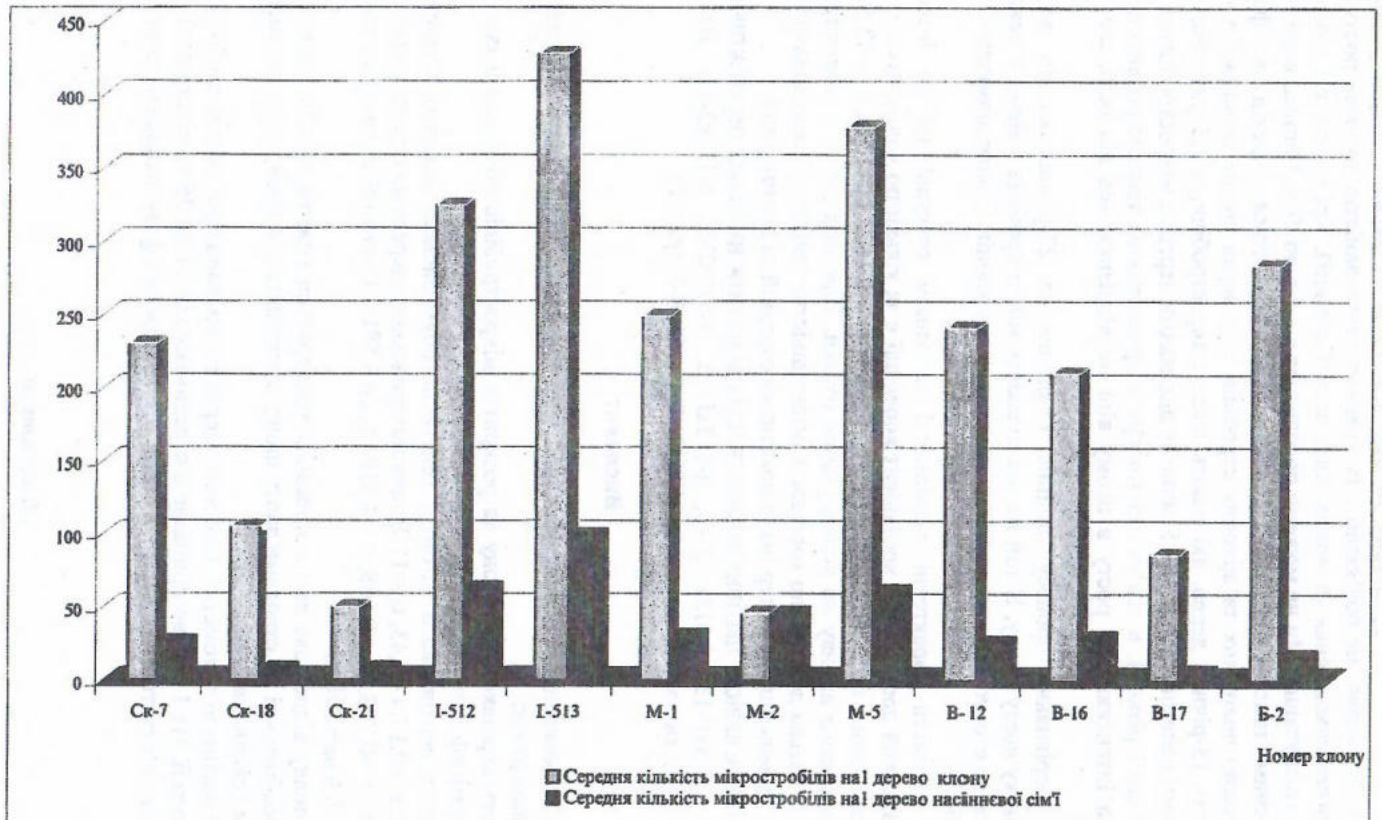


Рис. 2. Середня кількість мікростробілів на 1 дерево у 15-річних потомств плюсових

Всі щеплені дерева мали мікростробіли, мінімальна кількість - 39-50 штук на 1 дерево відмічена у клона М-2, максимальна - до 500 мікростробілів на 1 дерево була у клонів М-5 та І-513. У випробних культурах 1986 року створення (Задінецьке лісництво), в 14-річному віці на 1 дерево було в середньому 24 мікростробіли, 40 % дерев мали чоловічі стробіли, в 15-річному віці - відповідно 38 шт. та 55,7 %. У випробних культурах 1987 року створення в 14-річному віці на 1 дерево було в середньому 36 чоловічих колосків (24,6 % дерев з мікростробілами). Мінімальна кількість мікростробілів – 3, максимальна – 120 для обох ділянок. Однак, слід зауважити, що контроль (виробничий збір Задінецького лісництва) значно відрізнявся від сібсових та напівсібсових варіантів кількістю мікростробілів на дерево та відсотком дерев, які мали мікростробіли. Наприклад, в 2000 році було в середньому 63,4 шт. на 1 дерево (55,5 % в фазі чоловічої репродукції) в Задінецьких культурах та 62,5 шт. (51,3 % дерев з мікростробилами) - у Васищевських культурах. Можливо, це пов'язано з їх кращою адаптованістю до умов росту, тому що плюсові дерева мають різне походження (в межах Харківської області). Крім того, всі сібсові сім'ї – результат примусового схрещування. Ми не можемо погодитися з думкою Ф.А. Чепика, який стверджує, що в осіб з прискореним темпом розвитку інтенсивніше відбувається перехід до формування мікростробілів чи одночасно чоловічих та жіночих стробілів, а у дерев сосни звичайної з повільним темпом розвитку кількість 15-річних дерев, які мають лише макростробіли, в 1,5 рази більша, ніж у попередніх [12]. За нашими даними, всі сім'ї в 15-річному віці мають дерева з мікростробілами (відсоток таких дерев для кожної сім'ї різний), в сім'ях екземпляри з прискореним темпом розвитку, тобто які мають мікростробіли, за інтенсивністю росту в цьому віці не відрізняються від осіб, що не мають мікростробілів.

Проведене нами порівняння процесу пиління 15-річних та 27-річних клонів показало на співпадання строків початку льоту пилку. В той же час кількість мікростробілів з віком у деяких клонів зменшується, перш за все це стосується малопродуктивних по пилку клонів. Також відмічено зменшення розмірів чоловічих стробілів.

Для насіннєвих потомств характерні відмінності за типом сексуалізації та інтенсивністю чоловічого "цвітіння". Високий достовірний коефіцієнт кореляції є за кількістю чоловічих колосків на 1 дерево у клонів та відповідних їм сібсових сімей (r =0,739, s_r =0.162, t =4.57, $t_{0.005}$=3.581), що є підтвердженням материнського впливу на успадкування ознаки. Відсоток дерев з мікростробілами у нащадків одного й того ж батька достовірно корелює з інтенсивністю "цвітіння" запилювача (r=0,949, s_r =0.326, t =2,735, $t_{0.5}$=1). Ступень впливу матері на ці показники середній та достовірний.

Характеризуючи інтенсивність цвітіння потомств, слід відмітити найбільш перспективні в цьому плані сім'ї: М-5х3-11, М-5хГ-13, І-513х 3-11, І-513хГ-13, І-513хГ-7, І-512х3-11. До найменш продуктивних можливо віднести потомства клонів М-2, Ск-7, Ск-21, Б-2 (рис. 2).

Висновки

За результатами проведеної роботи можливо попередньо стверджувати наявність таких особливостей успадкування ознак:

Дати початку росту верхівкового пагону та розкриття мікростробілів обумовлені певною мірою терміном накопичення суми ефективних температур.

Строк початку росту верхівкового пагону є генетично обумовленою ознакою. Сумарний вплив батьків (по роках r = 0,7, s_r =0.17, t =1,43, $t_{0.5}$=1). Вплив материнського дерева на строки початку вегетації значний та достовірний (r =0,708, s_r =0.168, t =4.339, $t_{0.005}$=3.581). Суттєвий вплив має запилювач (r =0,722, s_r =0.171, t =4.139, $t_{0.005}$=3.581).

Розпалові льоту пилку відповідає деяке зниження температури повітря та підвищення відносної вологості. Міжсімейні розбіжності за строками льоту пилку становлять 2-4 доби, внутрішньосімейні – 1-2 доби в роки з дружним "цвітінням".

В 15-річному віці насіннєві потомства плюсових дерев сосни звичайної мають до 56 % дерев, що вступили в фазу репродукції. На 1 дерево припадає в середньому від 24 до 36 мікростробілів. Кількість мікростробілів більше успадковується від матері, а строк вступу дерева в фазу чоловічої репродукції – від батька.

Література

1. Некрасова Т.П. Пыльца и пыльцевой режим хвойных Сибири. - Новосибирск: Наука, 1983. - 168с.
2. Finkeldey R. Homogeneity of pollen allele frequencies of single seed trees in Picea abies (Karst.) plantations // Heredity. – 1995.,74. N .5. – С. 451-463.
3. Кищенко И.Т. Влияние погодных условий на сезонный рост сосны в условиях Карелии // Лесоведение. - 1978. - № 5. – С. 36-43.

4. Matziris D.I. Genetic variation in the phenology of flowering in black pine // Silvae genet. – 1994. – 43, № 5,6. – С. 321-328.
5. Кречетова Н.В. Роль факторов, влияющих на формирование урожая семян сосны и ели // Лесная генетика, селекция и физиология древесных растений. Материалы Международного симпозиума (25-30 сентября 1989 г., Воронеж). – Москва, 1989. – С. 192-193.
6. Sarvas R. Investigation on the flowering and seed crop of Pinus sylvestris // Comm. Inst. For/ Fenn.- 1962. - V. 53.
7. Гулинова Н.В. Методы агроклиматической обработки наблюдений. - Ленинград: Гидрометеоиздат, 1974. - 151 с.
8. Попова Г.М.,Абрамова З.В. Селекция и семеноводство полевых культур.- Ленинград: Колос, - 1968. - С. 161
9. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. – М: Колос, - 1979. - 416 с.
10. Adams W.T., Bastien J.-C. Genetics of second flushing in a French plantation of coastal Douglas-fir // Silvae genet. – 1994. – 43, № 5,6. – С. 345-352.
11. Коц З.П. Эмбриологическая характеристика сосны обыкновенной при разных способах опыления // Состояние и перспективы развития лесной генетики, селекции, семеноводства и интродукции. Методы селекции древесных пород. – Рига. - 1974. - С. 250-253.
12. Чепик Ф.А. Динамика вступления деревьев сосны обыкновенной в репродуктивную фазу // Лесная генетика, селекция и физиология древесных растений (25-30 сентября 1989 г.,Воронеж). - 1989. - М. - С. 149-150.

Терещенко Л.И.

Особенности наследования некоторых качественных признаков плюсовых деревьев сосны обыкновенной

УкрНИИЛХА, г. Харьков

В статье представлены результаты изучения характера наследования признаков плюсовых деревьев 14-15–летними клонами, сибсами и полусибсами. Проведены фенологические наблюдения за ростом верхушечной почки и мужским "цветением". Определены средние суммы эффективных температур для начала соответствующих фаз. Сроки роста верхушечного побега наследуются как по материнской, так и по отцовской линии. Среднее количество микростробилов на 1 дерево у сибсов коррелирует с количеством микростробилов на 1 дерево материнских клонов, а процент сибсовых деревьев с микростробилами - с интенсивностью мужского "цветения" отцовских клонов .

Tereshchenko L.I.

The features of heritability of some qualitative signs by Pinus sylvestris (L.) plus trees

URIFFFM, Kharkiv

The results of investigation the genetic heritability features of plus trees' signs by clones, sibs, halfsibs of 14-15 years-age are shown in the article. Phenological observation of growing terminal shoots and the male "flowering" are carried out. Accumulated effective air temperatures for the beginning of the respective phenophases were calculated. The terms of terminal shoot growth are inherited as by maternal line and by paternal also. The microstrobiles middle number for 1 sibs tree are correlated with the male strobiles number for 1 tree of maternal clones, and percentage of sibs trees which have microstrobiles - with male "flowering" intensity of paternal clones.

Коваль Я.В.,
доктор економічних наук, професор,
Антоненко І.Я.,
аспірант,
Рада по вивченню продуктивних сил України НАНУ, м. Київ,
Мінарченко В.М.,
кандидат біологічних наук,
Інститут ботаніки НАНУ, м. Київ

Кадастрова оцінка природних рослинних ресурсів регіону (методологічні і методичні аспекти)

Регіональна кадастрова оцінка природних ресурсів – це опис угідь з наявністю дикорослої продукції та лікарсько-технічної сировини, кількісна, якісна і вартісна їх оцінка, що можна одержати в результаті комплексного раціонального лісокористування.

Потреба такої оцінки зумовлюється необхідністю здійснення систематичного контролю за змінами в об'єктах рослинних ресурсів та для забезпечення органів виконавчої влади, органів місцевого самоврядування, власників об'єктів рослинних угруповань та лісокористувачів відомостями про стан, напрямки охорони, збереження і відтворення дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини. Кадастр застосовується і для удосконалення господарського механізму в сфері використання природних рослинних ресурсів: плати за право користування ресурсами; плати за нанесення шкоди ресурсам та порушення правил їх заготівлі; удосконалення нормативів використання ресурсів; формування позабюджетних фондів охорони і відтворення дикорослої (продукції) і лікарсько-технічної сировини; стимулювання охорони, відтворення та раціональне використання рослинних ресурсів. На основі кадастрової оцінки створюються умови для залучення рослинних ресурсів у сферу соціально-економічних відносин та підвищення їх значення в структурі природно-ресурсного потенціалу.

Кадастр природних рослинних ресурсів складається із аналітичних розробок, в яких відображаються: особливості розміщення стану і динаміки рослинних ресурсів за природними зонами (рівнинна і гірська); оцінка факторів, що впливають на їх стан та динаміку; аналіз інформації, що не піддається систематизації в сфері використання рослинних ресурсів; прогноз зміни стану ресурсів за видовою та популяційною структурою; рекомендації щодо використання і відтворення рослинних ресурсів на наступні два-три роки.

Об'єктами кадастрової оцінки є дикорослі рослини (плоди, ягоди, горіхи, технічна сировина, лікарські рослини тощо) та гриби на всіх стадіях розвитку та утворені ними природні угруповання, що використовуються, або можуть бути використані населенням для потреб виробництва, медицини, харчування тощо. Предметом оцінки виступають проблеми регулювання і управління процесами відтворення і експлуатації природних рослинних угруповань.

Економічні та правові вимоги формування кадастру

Принципова схема формування кадастру включає систему даних про правовий режим угідь, де зосереджуються ресурси дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини, розподіл угідь за користувачами (власниками), в тому числі і орендарями, та дані, що характеризують кількісні і якісні параметри ресурсів рослинного світу, картування рослинних ресурсів за їх видами.

Регіональний кадастр природних ресурсів передбачає визначення порядку їх використання, до якого відносяться: спеціальне використання природних рослинних ресурсів, яке здійснюється фізичними та юридичними особами згідно дозволу обласних (міських) державних адміністрацій, органів місцевого самоврядування, а також спеціально уповноважених центрального органу виконавчої влади у галузі охорони природи і його органами на місцях для задоволення потреб населення та виробництва в цих ресурсах, а також з метою отримання прибутку від їх переробки і реалізації; загальне використання природних рослинних ресурсів, яке у разі потреби може бути обмежена обласними, міськими, державними адміністраціями, органами місцевого самоврядування, а також спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади у галузі охорони навколишнього природного середовища.

В кадастрі визначаються правові засади організації експлуатації лісових угідь з наявністю можливих для використання рослинної продукції та лікарсько-технічної сировини, які надані у користування (оренду) місцевими органами влади за поданням державних органів лісового господарства і за погодженням із сільськими, селищними Радами, органами Міністерства екології і природних ресурсів, власниками та користувачами земельних ділянок.

В регіональному кадастрі дається правова оцінка стану використання об'єктів природних рослинних угруповань, аналізується рівень додержання основних вимог, що пред'являються до цього процесу, зокрема:

збереження природного просторового та видового різноманіття природних рослинних угруповань, охорони умов місцезростання дикорослих рослин і природних рослинних угруповань;

обгрунтованість основних принципів раціонального природокористування, зокрема принципу комплексності, оптимальності і невиснажливості використання і відновлення рослинних ресурсів;

захист земель, зайнятих об'єктами рослинних ресурсів від ерозії, селей, підтоплення, заболочення, засолення, висушення, забруднення промисловими і побутовими відходами і стоками, хімічними і радіоактивними речовинами тощо.

Мається на увазі, що підприємства, установи, організації та громадяни під час здійснення будь-якої діяльності, що впливає на стан природних рослинних ресурсів, зобов'язані забезпечувати охорону місцезростань цих ресурсів.

Окремий розділ Кадастру присвячується питанням, пов'язаним із використанням і охороною видів рослин, які не занесені до Червоної книги України, але є рідкісними або такими, що перебувають під загрозою зникнення. Рідкісні, зникаючі і типові природні рослинні угруповання, як відомо, підлягають охороні на території всіх регіонів і заносяться до Зеленої книги України.

Місце регіонального кадастру в системі оцінок

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів формується в межах суб'єктів України і адміністративно-територіальних утворень на основі інформації галузевого кадастру лісових ресурсів, матеріалів лісовпорядкування і землевпорядкування, матеріалів інвентаризації (обстеження) ресурсів дикорослих рослин і лікарсько-технічної сировини та звітних даних, що характеризують стан та перспективи розвитку лісокористування.

Необхідність раціонального підходу до використання, охорони та відтворення природних рослинних ресурсів пов'язане з широким спектром природних та економічних умов різних лісорослинних зон України. Кожна природна зона, завдяки специфічному набору притаманних саме їй властивостей, визначає той чи інший тип найбільш раціонального використання природних рослинних ресурсів, що визначають:

- пріорітетний набір основних видів дикорослих рослин та лікарсько-технічної сировини, які для охорони, відтворення і використання є найбільш ефективними;
- найбільш ефективні засоби охорони дикорослих рослин і лікарсько-технічної сировини, їх відновлення і використання;
- специфічні перспективи розвитку побічного лісокористування.

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів призначається для забезпечення державних і регіональних органів влади, місцевого самоврядування, а також власників і користувачів інформацією, необхідною для:

ефективної організації системи охорони, відтворення і раціонального використання природних рослинних ресурсів;

здійснення систематичного контролю за якісними і кількісними змінами в структурі використання дикорослих рослин та лікарсько-технічної сировини;

удосконалення планування у сфері охорони, збереження, використання і відтворення природних рослинних ресурсів та здійснення екологічної безпеки в угіддях з наявністю даних ресурсів;

удосконалення оподаткування в галузі використання природних рослинних ресурсів, зокрема, визначення плати за право користування лісоземельними угіддями і рослинними ресурсами та визначення плати за нанесення їм шкоди в результаті нераціональної експлуатації та відшкодування збитків, що завдаються побічному лісокористуванню;

мобілізації позабюджетних коштів для стимулювання охорони, збереження, відтворення і використання природних рослинних ресурсів;

залучення ділянок лісу з наявністю дикорослих рослин і лікарсько-технічної сировини у сферу економічних (ринкових) відносин.

Структура і зміст регіонального кадастру

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів - це частина територіальної інформаційної системи, яка встановлюється на основі аналізу матеріалів лісовпорядкування, або на підставі спеціальної інвентаризації (обстеження) лісових угідь, державної статистики, експертних оцінок, літературних джерел, моніторінгових спостережень і досліджень. У вузькогалузевому розумінні регіональний кадастр рослинних ресурсів - це опис угідь з наявністю дикорослої продукції та лікарсько-технічної сировини, кількісна, якісна і вартісна їх оцінка.

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів представляє собою свого роду спеціалізований довідник, який необхідний для використання в господарських і економічних цілях - надання лісових угідь з наявністю дикорослої продукції та лікарсько-технічної сировини в користування, оренду, заставу, прийняття рішень з підвищення ефективності охорони, збереження, відтворення і використання природних рослинних ресурсів.

Оцінці і обліку в регіональних кадастрах підлягають:

лісові угіддя, як засоби виробництва в сфері використання природних рослинних угруповань;

природні рослинні ресурси - дикорослі рослини та лікарсько-технічна сировина, що зосереджені в лісових угіддях і використовуються для задоволення матеріальних, соціальних та інших потреб громадян (наукових, естетичних, культурних, освітніх).

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів містить достовірні дані про правовий стан, кількісну, якісну і економічну оцінку, а також моніторинго-прогнозну інформацію про об'єкти мисливського господарства, їх межі, правову форму належності (володіння, користування, розпорядження).

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів передбачає диференційований облік динаміки стану дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини, область їх використання і відтворення в розрізі адміністративно-територіальних районів, підприємств (держлісгоспів тощо), інших користувачів. Кадастрові показники природних рослинних ресурсів для регіону як суб'єкта (області) визначаються як сума відповідних показників адміністративно-територіальних районів, що входять до складу регіону.

Інформаційне забезпечення кадастрової оцінки

Основними матеріалами інформаційної бази кадастру є: результати інвентаризації дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини, що періодично проводиться в регіоні експедиціями Українського лісовпорядного підприємства; результати досліджень рослинних ресурсів науково-дослідних організацій і інститутів; щорічні звітні дані щодо господарського використання дикорослої рослинної продукції і лікарсько-технічної сировини (за офіційними джерелами); споживчі та екологічні цінності природних рослинних угруповань, встановлені за літературними джерелами.

Основною передумовою розробки кадастру є детальне визначення місць розповсюдження рослинних угруповань, що мають господарське значення на основі загальноприйнятих методів, які використовуються в практиці лісовпорядкування, лісового господарства і науково-дослідних організацій. Методи оцінки розміщення рослинних ресурсів визначаються, виходячи із специфіки організації їх обліку (оцінки), заготівлі і реалізації. Ресурсна оцінка - це комплекс робіт, представлених трьома послідовно поєднаними етапами обстежень: рекогносцирувальний, польовий, камеральний.

Рекогносцирувальний етап включає: обробку та узагальнення звітних матеріалів - заготівельних, землевпорядкувальних, лісовпорядкувальних організацій та літературних джерел, які містять дані про рослинні ресурси, їх розміщення, види, обсяги, можливості використання.

В якості основного інформаційного матеріалу є таксаційні описи лісовпорядкування, на підставі яких встановлюються площі потенційних місцезростань конкретних видів дикорослої продукції і лікарської сировини. Використовуються і матеріали землевпорядкування, в яких також наводяться дані про господарське використання рослинних ресурсів на незалісених ділянках (типах угідь). Хорологія виду рослин в Україні визначається за літературними джерелами.

Розповсюдження дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини уточнюється безпосередньо на місцевості. Для цього на адміністративну карту наносяться маршрути експедиційного (польового) обстеження з урахуванням особливостей розміщення транспортних шляхів та їх якості. Виділяються основні пункти проведення польових робіт, для чого складаються більш детальні робочі маршрути на планово-картографічних матеріалах лісо- і землевпорядкування. Допоміжна інформація може одержуватися в результаті співбесід з працівниками лісництв, держлісгоспів, заготівельних організацій. Кількість і напрямок робочих маршрутів складають так, щоб вони співпадали з попередньо наміченим розміщенням потенційно продуктивних масивів рослин, що представляють інтерес в господарському відношенні.

На базі матеріалів рекогносцирувальних обстежень складаються схеми розміщення масивів дикорослих рослин, на підставі яких визначаються маршрути подальших польових обстежень, схема закладки пробних площ і облікових ділянок, а також проведення фітоценотичного вивчення рослинних угруповань з наявністю видів господарсько-корисних рослин.

Визначення запасів сировини диких рослин здійснюється на підставі загальноприйнятих підходів. Для цього застосовується перш за все відбірковий підхід, при якому підбір потенційно продуктивних ділянок та складання робочих маршрутів базується на геоботанічних, лісо- та землевпорядкувальних матеріалах. При достатньому обсязі інформації використання даного підходу дозволяє одержані кількісні характеристики врожайності рослин, які вивчаються, на конкретних продуктивних ділянках екстраполювати на аналогічні ділянки (лісові масиви). Дані про приуроченість популяцій конкретних видів рослин до певних ценокомплексів, використовуючи земле- та лісовпорядкувальні матеріали, дають можливість встановити потенційні площі з наявністю сировини рослин, які мають господарське значення.

В процесі вибіркових досліджень визначаються основні та резервні масиви, перспективні для організації промислових заготівель дикорослої продукції та лікарської сировини. При цьому встановлюється щільність запасу сировини; визначається оптимальний режим експлуатації заростей;

закладаються пробні площі на вивчення відновлення заростей рослин після заготівлі сировини; беруться зразки для визначення коефіцієнта усушки сировини рослин. Необхідно відмітити, що для багатьох видів рослин важко попередньо встановити потенційно продуктивні ділянки, тому в процесі експедиційних робіт за допомогою спеціалістів, зокрема лісового господарства, уточнюються і обстежуються основні масиви, де зростають певні види рослинних угруповань.

Експедиційне обстеження місць розповсюдження потенційно можливих в господарському відношенні видів рослин проводиться шляхом закладки пробних площ і облікових ділянок для вивчення їх еколого-ценотичних особливостей та щільності запасу сировини. Розміри пробних площ і облікових ділянок встановлюються в залежності від морфобіологічних особливостей досліджуваного виду, характеру розміщення його на ділянці. Для середньо- і високорослих трав'янистих рослин (звіробою звичайного, материнки звичайної, валеріани лікарської та ін.), які рідко складають однорідні зарості, пробна площа варіює в межах 100 $м^2$ з обліковими ділянками 1 $м^2$. Такі розміри пробної площі зручні і для визначення щільності сировини цмину піскового, чистотілу великого, сухоцвіту багрового, бобівнику трилистого, конвалії звичайної, деревію звичайного, гірчаку зміїного.

Розмір облікових ділянок може змінюватися в залежності від характеру розміщення зарості. Кількість пробних площ залежить від площі зарості. Мінімальна площа зарості, на якій доцільно проводити кількісне визначення запасів сировини, становить 0,5 га.

Розміщення облікових ділянок в межах пробної площі може бути довільним, хоча більш достовірна інформація виходить при розміщенні їх трансектами (паралельними, радіальними, діагональними) через рівномірні відстані. Кількість облікових ділянок на пробній площі варіює в межах 25.

Вивчення залежності врожайності сировини від еколого-ценотичних факторів і обліку сировини чагарникових і деревних дикоростучих рослин здійснюється на підставі методу модельних екземплярів.

На кожній пробній площі проводиться певне геоботанічне описання з характеристикою еколого-ценотичних умов зростання, участі господарсько цінної (лікарської) рослини в фітоценозі. На підставі проективного покриття здійснюється і облік сировини. Метод проективного покриття зручний при обліку сировини трав яристих і чагарникових рослин, які утворюють густі зарості. Після визначення проективного покриття проводиться зважування сировини, встановлюється густота запасу на пробній площі та масиву.

Для обліку сировини деревних та чагарникових рослин закладаються пробні площі розміром 100 $м^2$ - квадратної, прямокутної або видовженої форми (2х50, 1х100 м та ін.). На пробних площах вибираються модельні екземпляри рослин, які досліджуються. Кількість модельних екземплярів (до 100 шт. на пробній площі) залежить від виду рослин. Сировина кожного модельного екземпляра зважується, визначається середня вага сировини одного модельного екземпляра, кількість їх на пробній площі. Щільність запасу сировини визначається шляхом множення показника середньої маси сировини одного екземпляра на їх кількість з одиниці площі. На підставі польових матеріалів встановлюється біологічний, експлуатаційний запас сировини та обсяг можливого щорічного використання для конкретних масивів, окремого адміністративного району і області в цілому.

Обсяг можливої щорічної заготівлі сировини рослинних ресурсів - частина експлуатаційного запасу, котру можна використати при введенні періодичності експлуатації ділянок, на яких проводиться заготівля. Вказаний обсяг сировини визначається за формулою:

$$B = \frac{A}{C}, \qquad (1)$$

де B - можлива щорічна заготівля,

A - експлуатаційний запас сировини,

C - періодичність (час, що враховує число років експлуатації і відновлення популяцій після заготівлі сировини).

Обсяг експлуатаційного запасу сировини, зокрема для пагонів і однорічних листків рослин від біологічного запасу може складати 50 %, багаторічних рослин - 25 %, кори - 25 %, кореневищ - 25 %. Для видів рослин, сировинний запас яких значно підірваний, частка можливих для використання підземних органів може бути значно меншою.

Визначенню запасу сировини передує обчислення коефіцієнта усушки. Для цього на кожний вид рослин складається анкета, куди заносяться такі дані: висота рослини, розміри сировинної частини, вага свіжозібраної і повітряно-сухої сировини, коефіцієнт усушки.

Після того, коли відібрані зразки на пробних ділянках набувають повітряно-сухового стану, проводиться повторне зважування і отримані дані заносяться в анкету. Коефіцієнт усушки встановлюється за формулою:

$$C = \frac{100 \times (A-B)}{A}, \qquad (2)$$

де А - сира вага, вказана на пакетику з сировиною;

В - суха вага.

Біологічний запас (W) сировини рослинної продукції встановлюється за формулою:

$$W = Q \times U, \quad (3)$$

де Q - площа ділянки заготівлі (масиву), га;

U - середня густота запасу сировини.

Біологічний запас сировини чагарникових і деревних рослин обчислюється як похідна трьох статистичних величин: ваги сировини моделі; кількості модельних екземплярів на одиницю площі і загальної площі заростей.

Середня вага сировини з однієї рослини встановлюється шляхом обчислення середньої арифметичної.

Біологічний запас сировини визначається шляхом множення щільності запасу сировини на площу масиву. Встановлюється відповідно і експлуатаційний запас та допустимий обсяг щорічної заготівлі сировини рослин на конкретних обстежених масивах.

Заготівля грибів, ягід, горіхів, лікарської сировини тощо повинна проводитися організовано через лісгоспи інших користувачів земельних угідь з видачею спеціальних дозволів встановленого зразку на право заготівлі рослинних ресурсів з наступною відміткою в спеціальному журналі кількості заготівлі продукції. Такий метод заготівлі дикорослої продукції підвищує відповідальність заготівельників за стан природних ресурсів. Крім того, встановлюється рівень правової охорони та відповідальності за знищення чи нанесення шкоди рослинним ресурсам, як це прийнято по відношенню до лісових насаджень.

На підставі інформаційного матеріалу та оцінки стану ресурсів встановлюються місця ресурсів рослинного світу за їх видами, обгрунтовується система заходів щодо їх збереження і відтворення, визначаються нормативи використання, обсяги заготівлі, вирішуються питання щодо доцільності особливої охорони цінних рослинних угруповань, планується основна діяльність господарства з питань використання ресурсів дикорослої продукції і лікарської сировини.

При проведенні обстеження застосовуються як відносні, так і абсолютні методи обліку. До відносного методу відносяться, зокрема, облік, що проводиться не на всій площі угіддя, а частині її на пробних площадках, смугах, маршрутних ходах. Дані абсолютного обліку, проведеного на пробних площадках, смугах, екстраполюються на всю площу угіддя (господарства), природної зони.

Комплексний облік рослинних ресурсів здійснюється раз на 5 років, спеціалізовані в залежності від наявності джерела фінансування та економічної необхідності.

Матеріали обліку узагальнюються районним відділенням (держлісгоспами) і направляються до територіального відділення (управління лісового господарства), а звідти - в регіональний центр обробки інформації, де здійснюється їх кінцева обробка і при необхідності коригування. Узагальнені і відкориговані матеріали направляються зворотно в районні відділення управління рослинними ресурсами, де включаються в кадастр ресурсів рослинного світу.

На підставі кадастру та моніторингу рослинних ресурсів проводяться аналітичні розробки (обгрунтування рішень), в яких відображаються: оцінка стану рослинних ресурсів; прогноз їх зміни; обгрунтування системи господарських заходів; визначення шляхів методів та обсягів відтворення рослинних ресурсів; ліміти їх використання і напрямки охорони ресурсів. До кадастру включаються офіційні показники, що характеризують територію регіону. Розрахункові показники (індекси), що характеризують кількісні і якісні параметри угідь, де зосереджуються місця зростання дикорослої продукції, в кадастр не включаються, щорічне картографування матеріалів кадастру рослинних ресурсів недоцільне.

Економічна оцінка рослинних угідь

Цінність рослинних угідь визначається показниками продуктивності: кількістю видів дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини; біологічними та господарсько можливими запасами конкретних видів з наявністю особливо корисних рослин з метою включення їх до складу об'єктів природи, що охороняються. Багатство рослинного різноманіття на тій чи іншій території, як відомо, корелює з їх природною різноманітністю та кліматичними факторами.

Показником видового різноманіття рослинних ресурсів характеризується будь-яка географічно відокремлена територія (адміністративного району, лісогосподарського підприємства, лісництва та окремого урочища), що виражає її якісні сторони, утворюючи певний тип рослинних угідь, під яким розуміється окрема ділянка, яка об'єднується спільністю природно-групових ознак, де зосереджуються певні види дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини. На підставі матеріалів лісовпорядкування в межах типів лісорослинних умов виділяються угіддя, що характеризуються спільністю природних ознак, видовим складом, щільністю рослинного покриву, їх споживчими особливостями.

Лісотипологічна характеристика рослинних угідь є підставою справляння плати (орендної плати) за право користування ділянками лісового фонду, інших угідь для заготівлі дикорослої продукції

та лікарсько-технічної сировини, сплати податку на одержання лісорослинної продукції, компенсації за відчуження і нанесення шкоди лісоземельним угіддям та інших платежів.

Плата користувачів за експлуатацію рослинних угідь здійснюється шляхом ліцензування заготівлі всіх видів дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини з визначенням вартості кожного окремо взятого виду ресурса.

Фінансування робіт по веденню територіального кадастру рослинних ресурсів здійснюється із місцевого (регіонального) і державного бюджету з залученням інших доступних джерел, зокрема коштів великих промислових підприємств, госпдоговірних робіт, підприємницьких структур тощо.

Економічна (грошова) оцінка рослинних ресурсів

Під економічною оцінкою рослинних ресурсів розуміється грошовий вираз економічного ефекту, що утворюється від раціонального використання ресурсів дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини.

Рослинні ресурси (дикоросла продукція та лікарсько-технічна сировина) оцінюються в грошовому виразі за умови їх господарського використання, а також у випадках їх заготівлі населенням для власних потреб. Якщо на одному угідді проводиться заготівля декількох видів ресурсів, то оцінюється кожний окремо взятий вид ресурса, що має споживчу вартість.

Основні задачі, що вирішуються з допомогою даних економічної оцінки рослинних ресурсів такі:

визначення значення рослинних ресурсів в складі природних ресурсів окремих регіонів;

обгрунтування доцільності передачі земель лісового фонду за наявності ресурсів дикорослої продукції і лікарсько-технічної сировини в користування (оренду) для потреб заготівлі і відтворення;

оцінки ефективності заходів по поліпшенню використання і відтворення рослинних ресурсів;

визначення шкоди, що наноситься природі і лісовому господарству в результаті заготівлі рослинних ресурсів;

визначення шкоди, що наноситься рослинним ресурсам промисловими викидами та іншими природними і антропогенними чинниками.

Об'єктом економічної оцінки є господарсько доступні рослинні ресурси і територіальні рослинні угруповання (угіддя) як джерела одержання дикорослої продукції та лікарсько-технічної сировини.

Поточна оцінка рослинних ресурсів визначається по господарсько можливому щорічному обсязі їх заготівлі за формулою:

$$Rp = \sum_{i=1}^{m} Vi\, Zi, \qquad (4)$$

де Rp - поточна оцінка щорічного обсягу заготівлі рослинних ресурсів, грн.;

Vi - оцінка (прогнозна) господарсько можливого обсягу (ліміт, квота) заготівлі рослинних ресурсів, т (ц, кг) на 1 га;

Zi - закупівельна (ринкова) ціна одиниці ресурсу, можливого для реалізації, грн. за одиницю;

i - індекс виду ресурса;

m - число видів ресурсів.

При необхідності поточна оцінка рослинних ресурсів визначається із біологічної продуктивності ресурсів.

В основу розрахунку економічної (грошової) оцінки рослинних ресурсів покладається капіталізація середньорічного ефекту (доходу) від їх використання.

Економічна (грошова) оцінка території як джерела одержання рослинних ресурсів визначається за формулою:

$$Rpm = Sp \sum_{i} \frac{Vi\, Ei}{E} \qquad (5)$$

де Rpm - економічна оцінка території як джерела рослинних ресурсів, грн.;

Sp - площа угіддя як територіального об'єкта, га;

Ei - середньорічний нормативний доход (ефект) від використання і-го ресурса, грн./т, ц, кг;

E - норматив капіталізації середньорічного нормативного (0,02)

Середньорічний нормативний доход від використання одиниці і-го виду рослинних ресурсів вираховується за формулою:

$$Ei = Z - Zi, \qquad (6)$$

де Zi - закупівельна (ринкова) ціна одиниці ресурсу можливого до реалізації, грн за одиницю;

Zi - витрати на відновлення, заготівлю і збереження одиниці і-го ресурсу, грн. за одиницю.

За умови, коли середньорічний економічний доход (ефект) від використання одиниці і-го ресурса рослинного походження є від'ємним, або нижчим за середньорічні витрати на їх відновлення та заготівлю, за базову величину оцінки приймаються середньорічні витрати на одиницю рослинних ресурсів.

Порядок розрахунку економічної (грошової) оцінки рослинних ресурсів (в складі лісового фонду)

Об'єкт оцінки. Масив лісу (ділянка), площа 10 га. Тип лісорослинних умов B_2. За даними лісовпорядкування на масиві, що оцінюється, є економічно доступні до використання ресурси чорниці - 0,01 т на га, опеньок - 0,01 т на га, білого гриба - 0,01 т на га, в середньому щорічна закупівельна ціна за 1 тону ресурсів складає, відповідно, чорниці - 1200 грн., опенька - 1200 грн., білого гриба - 2400 грн.; затрати на заготівлю 1 т ресурсів складають, відповідно, чорниці - 600 грн., опенька - 400 грн., білого гриба - 800 грн.

Поточна оцінка щорічного обсягу заготівлі ресурсів чорниці, опенька, білого гриба визначається за формулою 4. Підставляючи у дану формулу відповідні показники, одержимо:

$$R_ф = 0.01*1200 + 0.01*1200 + 0.01*2400 = 48 \text{ грн.}$$

Згідно формули 4, поточна оцінка заготівлі продукції (чорниці і грибів) на 1 га площі складає 48 гривень, а масиву (ділянки) 48*10 = 480 гривень.

Економічна (грошова) оцінка рослинних ресурсів, у нашому прикладі, як територіального об'єкта заготівлі ресурсів чорниці і грибів, визначається за формулою 5, а нормативний середньорічний доход (ефект) від використання одиниці і-го виду рослинних ресурсів визначається за формулою 6.

У нашому прикладі середньорічний доход від використання ресурсів чорниці складає 600 (1200-600) грн. на 1 га площі, опенька - 800 (1200-400) і білого гриба 1600 (2400-800) грн. на 1 га масиву, що оцінюється.

Підставляючи одержані дані у формулу 4, одержимо:

$$R_{pm} = 10 \left(\frac{0.01*600 + 0.01*800 + 0.01*1600}{0.02} \right) =$$

$$= 10 \left(\frac{6 + 8 + 16}{0.02} \right) = \frac{10*30}{0.02} = \frac{300}{0.02} = 15 \text{ тис. грн.}$$

Таким чином економічна (грошова) оцінка масиву площею 10 га склала 15 тис. гривень.

Регіональний кадастр природних рослинних ресурсів ведеться територіальними управліннями лісового господарства, відомствами і організаціями, що є користувачами (розпорядниками) рослинних угруповань за участю регіональних структур Міністерства екології і природних ресурсів та науково-дослідних установ відповідного профілю. Матеріали кадастру передаються в групу розробки та в регіональну групу обліку природних рослинних ресурсів.

Коваль Я.В., Антоненко И.Я., Минарченко В.М.,

Кадастровая оценка природных растительных ресурсов региона (методологические и методические аспекты)

Совет по изучению продуктивних сил Украини НАНУ, Інститут ботаніки НАНУ, м.Київ

Излагаются методологические вопросы кадастровой оценки природных растительных ресурсов региона, освещаются экономические и правовые требования формирования кадастра. Показано понятийный аппарат, структура и содержание кадастра, его место в системе экономических оценок. Приводятся методические подходы экономической оценки растительных угодий и ресурсов растительного сырья, а также информационного обеспечения этого процесса.

Koval' Ya.V., Antonenko I.Ya., Minarchenko V.M.

Quantitative evaluation of nature plant resources of region (methodolodgical aspects)

Soviet on investigation of production resources of Ukraine, The Institute of Botany of NAS of Ukraine

The methodological questions cadastre of an estimation of natural vegetative resources of region are stated, the economic and legal requirements of formations cadastre are covered. The conceptual device, structure and contents of cadastre, its place in system of economic estimations is shown. The methodical approaches of an economic estimation vegetative yield raw material and also information maintenance of this process are induced.

Головецький М.П.,
директор Вище-Дубечанського
держлісгоспу об'єднання "Київліс"
Бузун В.О., Турчак Ф.М.,
кандидати сільськогосподарських наук,
Поліський філіал УкрНДІЛГА,
м.Житомир

З досвіду формування різновікового соснового насадження у свіжому бору Київського Полісся

За лісогосподарським районуванням, північ Київського Полісся віднесена до Східнополіського округу лісової лісогосподарської області [1], чи до Придніпровськополіського лісогосподарського району Києво-Чернігівського поліського округу [2]. Тут знаходиться Чорнобильська АЕС, і розташовані лісові масиви, найбільш радіоактивно забруднені внаслідок аварії 1986 р.

Лісорослинні умови регіону, в цілому сприятливі для лісової рослинності, характерні наявністю, поряд з найбільш розповсюдженими суборами, значної (21.5 % загальної лісової площі) частки борів. Особливістю останніх є недостатність елементів мінерального живлення. Сухі й свіжі бори, займаючи площі з глибокими пісками, весною достатньо зволожені. Влітку вже після короткочасної посухи вологість верхніх шарів грунту тут нерідко знижується нижче коефіцієнта зав'ядання [3]. За тривалої посухи може наступити загибель насаджень, особливо штучного походження. Тому бори характеризуються як площі з найменшим лісорослинним ефектом, дуже трудомісткі для лісокультурного освоєння [4]. Все ж майже половина площі борів закультивована. Переважають в умовах A_1 і A_2 культури сосни звичайної, створені чистими або з домішкою сосни Банкса, берези повислої чи грунтополіпшуючих чагарників. Основна їх частка представлена середньовіковими чистими сосновими деревостанами. Введена при садінні домішка інших порід випала чи вибрана під час рубок догляду. Частина таких штучних насаджень вже досягла віку кількісної і технічної стиглості і відводиться в рубку головного користування.

Слід звернути увагу, що в чистих соснових культурах першого покоління в середньовікових деревостанах розповсюджена коренева губка, з'являються стовбурові гнилі, часто спостерігається вітровал. Штучні насадження другого покоління можуть значно знизити продуктивність, про що підказує досвід країн Західної Європи, де ще в 60-х роках проблема реконструкції монокультур ялини і сосни стала лісогосподарським завданням державної ваги [5]. За найменшої можливості тут використовують природне відновлення лісу, що дозволяє постійно зберігати захисні й охоронні функції лісових насаджень. Довгострокова програма переходу лісового господарства Німеччини на стійкий розвиток [6] передбачає, наприклад, відмову від суцільнолісосічних рубок, перехід на вибіркову систему ведення господарства, яка забезпечує безперервне збереження лісу на кожній ділянці. Звичайно, такий перехід потребує істотної трансформації просторово-часової структури лісів, успіх чого багато в дечому залежить від врахування природних процесів розвитку лісових екосистем.

Слід відмітити, що досить оптимістичні висновки [7 - 14] про успішне природне поновлення сосни в борах в умовах посиленого антропогенного впливу та інтенсивного ведення лісового господарства із застосуванням машин і механізмів справджуються досить рідко. Обстеження пристигаючих та стиглих соснових насаджень показали, що на 53.4-66.7 % їх площі підріст взагалі відсутній, на решті – недостатній за кількістю, значна частка його неблагонадійна, і лише на окремих ділянках під наметом материнського деревостану є достатня кількість самосіву і підросту [15, 16]. Тому багаторічні досліди по застосування класичних поступових насіннєво-лісосічних рубок в соснових деревостанах Боярської ЛНДС, які передбачали використання супутнього поновлення головної породи, позитивного результату не дали, і автори [17] цілком справедливо зробили висновок про доцільність в цих умовах штучного лісовідновлення шляхом створення лісових культур. В той же час на дослідних ділянках, де перед головною рубкою під наметом материнського деревостану є достатня кількість життєздатного підросту сосни, використовуючи спрощені 2-3-західні поступові чи навіть суцільні рубки за вузьколісосічною технологією можна створити умовно одновікові чи різновікові природні соснові насадження [18]. Один з таких дослідно-виробничих об'єктів рубок головного користування знаходиться в кв. 89 Старосільського лісництва Вище-Дубечанського держлісгоспу об'єднання "Київліс".

Територія держлісгоспу розташована в трикутнику, який утворює Київське водосховище і р.Десна до впадіння її в р.Дніпро. Лісові масиви господарства, в основному, знаходяться в межиріччі на другій річковій терасі, яка тягнеться з півночі на південь і складена з піщаних відкладів. Тому найбільш розповсюдженим тут є едатоп A_2, питома вага площі якого становить 31.2 % вкритої лісом площі держлісгоспу. Розповсюдження збіднених грунтів і дефіцит вологи в літній період вимагають застосування специфічних заходів по лісовідновленню. Ще на початку століття в насадженнях господарства (*на той час – Дубечанського казенного лісництва Чернігівської губернії) для забезпечення* природного поновлення сосни залишали насінники, проводили черезсмугові суцільні рубки, а згодом

почали досліди по запровадженню поступових рубок. Лісничим Б.В.Нарбековим, який працював тут з 1912р. по 1930 р., рубки велись за допомогою ручних інструментів, причому до спилювання дерев з них знімали сучки, на лісосіці залишали насінники, а площу огороджували для захисту молодняку від пожеж. На час обстеження території держлісгоспу такі ділянки були ідентифіковані в кв. 78 Старосільського лісництва. Представлені вони чистими сосновими насадженнями VIII класу віку, II – III бонітету, з повнотою 0.7 і запасом 270 м^3/га. Деревостани були зріджені нерегульованими рубками воєнного часу. Позитивними моментами проведення тут дослідних рубок є різновіковість деревостану, який знаходиться в зеленій зоні м.Києва, та скорочення періоду вирощування нового покоління лісу приблизно на 10 років. Позитивні результати цих рубок відмічені Є.В.Алексєєвим [7] і П.С.Погребняком [8, 19]. Останній обстежив лісництво в 20-х роках в складі дослідної партії Всеукраїнського управління лісами. Отже, існували всі передумови створення дослідно-виробничого об'єкту по формуванню природного насадження сосни із збереженого підросту.

Для проведення експерименту було вибране чисте соснове насадження сосни XII класу віку на площі 3.5 га з таксаційними показниками: Дср.=40 см; Нср.= 26 м; бонітет – II, повнота – 0.6, запас – 220 м^3/га. Грунти дерново-слабопідзолисті піщані на водно-льодовикових відкладах. Підліськ відсутній. Надгрунтовий покрив рідкий - куртини плеврозіума Шребера, дикранума, поодиноко зустрічаються петрушка гірська, верес, орляк, брусниця, у вікнах – густа дернина куничника наземного і пирію повзучого. До рубки на 1 га під наметом лісу нараховувалось 12.2 тис. шт. самосіву і підросту деревних порід, з них сосни 10.5, дуба – 0.1 і берези – 1.6 тис. шт. (табл. 1). Просторове розташування підросту сосни на площі було нерівномірним: перегущені куртини його чергувались з ділянками без підросту. Навіть з врахуванням неблагонадійних стовбурців зустрічність соснового підросту становила лише 74 %. В певній мірі негативно вплинули на розміщення підросту санітарні виборки вітровальних дерев в попередні роки.

Таблиця 1

Динаміка кількості підросту деревних порід на дослідно-виробничій лісосіці поступової рубки, тис. шт. /га

Рік обліку	Порода	Кількість підросту за групами висот (см)								Всього
		дрібний		середній		крупний				
		<25	26-50	51-100	101-150	151-200	201-250	251-300	>300	
1987	С	2.7	3.5	0.7	0.6	0.5	0.5	0.8	1.2	10.5
	Д	-	0.1	-	-	-	-	-	-	0.1
	Б	0.2	0.5	0.5	0.2	0.1	0.1	-	-	1.6
	Разом	2.9	4.1	1.2	0.8	0.6	0.6	0.8	1.2	12.2
1989	С	1.0	1.2	0.3	0.2	0.2	0.3	0.4	0.7	4.3
	Б	0.9	0.2	0.4	0.4	0.2	0.1	0.1	-	2.3
	Разом	1.9	1.4	0.7	0.6	0.4	0.4	0.5	0.7	6.6
1991	С	1,4	2,0	0,5	0,4	0,4	0,5	0,6	1,0	6,8
	Б	0,5	0,6	0,3	0,4	0,4	0,2	0,1	-	2,5
	Разом	1,9	2,6	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	1,0	9,3
1992	С	1,0	1,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,4	0,7	4,9
	Б	0,3	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	2,0
	Разом	1,3	1,6	0,8	0,6	0,6	0,7	0,5	0,8	6,9
1994	С	0,6	0,7	0,4	0,5	0,4	0,4	0,6	1,0	4,6
	Д	0,1	-	-	-	-	-	-	-	0,1
	Б	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	1,8
	Разом	0,9	0,8	0,7	0,7	0,6	0,7	0,9	1,2	6,5
2000	С	0,4	0,6	0,4	0,3	0,3	0,4	0,5	1,0	4,1
	Д	-	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1
	Б	0,1	-	0,2	-	-	0,1	0,2	0,3	0,9
	Разом	0,5	0,7	0,6	0,5	0,3	0,5	0,7	1,3	5,1

Насадження було відведене для першого заходу рубки за участю наукового співробітника Поліської ЛНДС Г.К.Приступи, а рубка проведена восени 1988 р. за безпосередньою участю лісничого Старосільського лісництва А.І.Ємця. Застосовувався метод вузьких пасік, причому для збереження існуючого підросту допускались відхилення від паралельного розміщення волоків. На звалюванні дерев використовувалась бензиномоторна пилка МП-5 "Урал", обрізуванні сучків – "Тайга-214", трелюванні – трактор ТДТ-55А, навантаженні – ЛТ-25. За кількістю дерев інтенсивність першого заходу рубки складала 25 % (із 144 дерев на 1 га вирубано 36), за масою – 27 % (із 196.3 м^3 на 1 га вирубано 42.6 м^3). Середній об'єм вирубаного стовбура – 1.50 м^3, залишеного – 1.32 м^3. Зважаючи на те, що після першого

заходу рубки повнота материнського деревостану знизилась, а кореневі системи залишених сосен не завжди мали стрижневі корні (головним чином поверхневі з якірним корінням), в насадженні в наступні роки продовжувався вітровал. Вітровальні дерева вибирались санітарними рубками (1994, 1997, 1999рр.). Фактично поступова насіннєво-лісосічна рубка стала носити характер добровільно-вибіркової.

Після першого заходу рубки на лісосіці загальна кількість підросту істотно зменшилась (на 45.9%). Розміщення його стало ще більш нерівномірним: в 1989 р. загальна зустрічаємость підросту деревних порід становила 64 %, в т.ч. сосни – лише 43.3 %. В 1990 р. було проведене сприяння природному поновленню шляхом проведення смуг дисковими боронами на прогалинах, яке спочатку дало позитивний результат. В 1991 р. загальна кількість підросту на лісосіці збільшилась до 9.3 тис. шт. на 1 га або на 40.9 % у порівнянні з 1989 р. Зросла зустрічаємость його: загальна до 80.7 %, сосни – до 60 %. Надалі відповідні показники кількості і просторового розподілу деревних порід коливались не завжди однозначно - в залежності від змін умов навколишнього середовища.

В цілому за результатами вивчення динаміки природного поновлення на дослідній лісосіці можна зробити висновок, який підтверджує дані П.М.Мегалінського [11] про те, що у сосни практично відсутні неврожайні роки, що за декілька років за сприятливих умов може виникнути значна кількість самосіву. Проте сходи з'являються групами, в наступні 2-3 роки, як правило, значна їх частка гине. Після кожного зріджування деревостану на протязі двох-трьох років спостерігається збільшення його кількості і життєздатності, а потім, в міру змикання крон, стан його знову погіршується. На момент повної вирубки материнського деревостану така циклічність динаміки соснового підросту приводить до його диференціації і збереження нерівномірності розподілу по площі лісосіки. Ілюструє це фрагмент картування розміщення материнських дерев і підросту перед очисним заходом поступової рубки на дослідно-виробничій лісосіці (рис. 1). Проте в цілому, не дивлячись на повторну вирубку дерев, просторовий розподіл підросту покращується. Облік 2000 р. показав, що загальна зустрічаємость підросту головних порід збільшилась тут до 89.5 %, в т.ч. сосни – до 80 %, берези – до 30.5 %. Пов'язано це з тим, що крупний підріст менш негативно реагує на зміну мікрокліматичних умов, зберігаючись в біогрупах, проміжки між якими з часом заповнюються за рахунок самосіву. Це підтверджується динамікою розподілу кількості підросту під наметом лісу за групами висот. Якщо до рубки в 1987 р. питома вага дрібного підросту складала 57.3 %, середнього – 16.5 %, крупного – 26.2 %, то в 1991 р. це співвідношення змінилось на 48.4:17.2:34.4, в 1994 р. – 26.2:21.5:52.3 і, нарешті, в 2000 р. – 23.6:21.5:54.9 %%.

Одним з критеріїв оцінки підросту за якістю визнається річний приріст стовбурців за висотою. Величину його на лісосіці рубки головного користування визначають умови місцезростання, просторове положення на лісосіці та інші фактори. Зниження приросту за висотою характеризує наявність чи відсутність пригнічення підросту сосни деревостаном чи другорядними породами, збільшення – позитивний наслідок звільнення підросту від пригнічуючого впливу намету дерев. Виміри минулих років показали, що в перші 1-3 роки після рубки збережений підріст реагує на зміну умов середовища не завжди однозначно, і тільки після цього періоду виявляються якісь тенденції (табл. 2).

Таблиця 2

Динаміка поточного річного приросту за висотою соснового підросту на дослідно-виробничій лісосіці

Роки	$Z_h^{пот.}$,см (M±m) за групами висот (м)			
	до 0.5	0.6-1.5	> 1.5	в середньому
1988	7.6±0.84	14.1±1.12	22.8±5.07	12.5±2.34
1989	8.8±1.22	13.4±1.39	17.0±3.72	12.0±2.11
1990	13.4±1.17	20.4±1.92	19.0±2.74	17.8±1.94
1991	19.8±2.00	27.0±2.34	35.5±7.27	25.1±3.87
1992	16.4±3.56	25.4±1.91	40.5±7.45	23.4±4.31
1993	14.2±1.26	22.5±2.76	33.8±6.14	20.4±3.39
1994	25.1±2.62	36.7±2.83	48.5±10.9	33.5±5.45

В перший рік після рубки 1988 р. спостерігалось зниження середньої величини поточного річного приросту за висотою з 12.5 до 12.0 см, а починаючи з другого року – збільшення до 33.5 см в 1994 р. з деякими коливаннями, обумовленими особливостями погоди відповідного року.

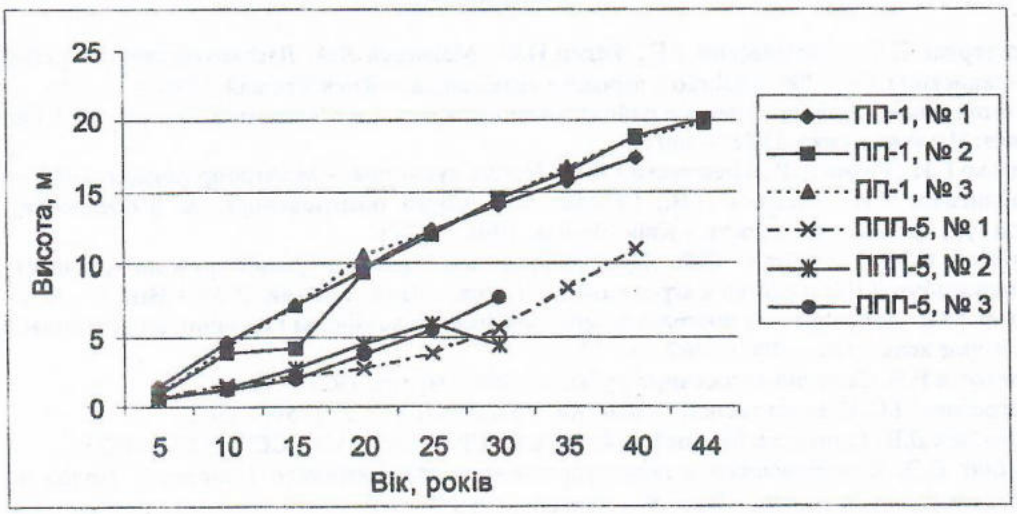
Більш детальний аналіз розподілу підросту за групами висот показує, що найбільш піддається впливу чинників середовища дрібний підріст, річний приріст якого збільшився уже в перший рік після рубки (з 7.6 до 8.8 см), а через шість років склав 330 % приросту до рубки. Річний приріст середнього за розмірами підросту збільшився на другий рік після рубки (з 14.1 до 36.7 см), а крупного – тільки на третій (з 22.8 до 48.5 см). Темпи збільшення приросту за висотою (1994 р. порівняно з 1988 р.) середнього і крупного підросту нижчі ніж дрібного (відповідно: 173.8, 185.3, 285.2 %). Середній річний

Умовні позначення: ● сосна d >28 см; ◎ - 16-28 см; ○ - < 16 см;
підріст ○ С < 4см; • - Б < 4 см
Навантажувальний майданчик і волок

Рис. 1. Фрагмент розміщення материнських дерев і підросту перед очисним заходом поступової рубки.

періодичний приріст за висотою до рубки становив 10.5, на шостий рік після рубки – 15.9 см, тобто збільшився у 1.5 рази.

Таким чином, вже перший захід поступової рубки в цілому позитивно вплинув на ріст підросту сосни, що зберігся в процесі лісозаготівель. Але наслідки конкуренції між деревостаном і підростом за елементи живлення, світло, тепло залишаються, що наочно показує співставлення ходу росту модельних дерев сосни в лісових культурах і підросту сосни на дослідно-виробничій лісосіці (рис. 2).



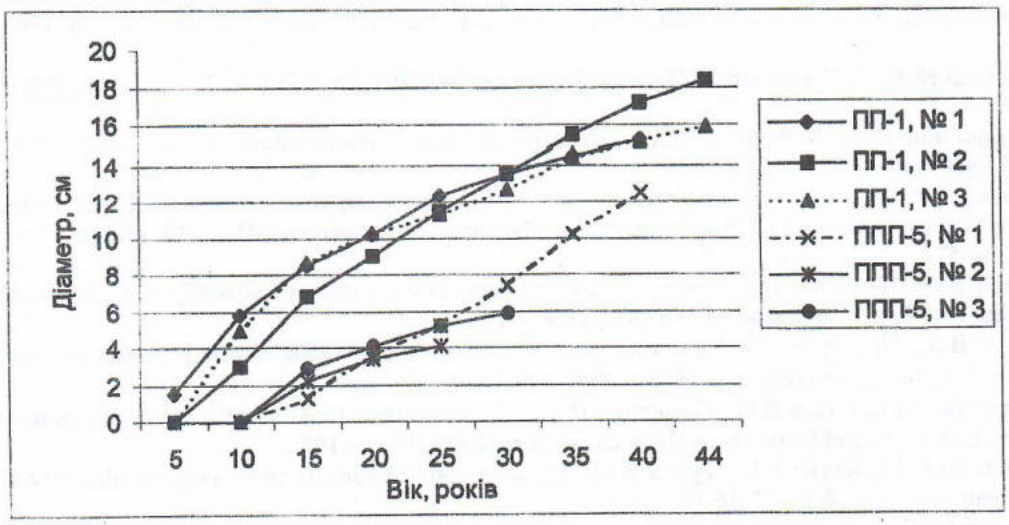


Рис. 2. Хід росту модельних дерев сосни в культурах (ПП-1) і підросту під наметом деревостану (ППП-5).

Ділянка лісових культур сосни розташована в кв.102 Старосільського лісництва і безпосередньо (через квартальну просіку) примикає до дослідно-виробничої лісосіки. Культури створені посадкою чистої сосни в борозни рядами з розміщенням 2.0х0.7 м. Покрив – мертвий, підрост і підліськ відсутні.

Порівняння показує, що в перші 15 років життя хід росту підросту за висотою і діаметром уповільнений, річний приріст його в абсолютних величинах в 4-5 разів нижчий, ніж приріст дерев у лісових культурах. В наступні роки хід росту окремих особин підросту після деякого зрідження деревостану прискорюється, після першого заходу рубки – темпи росту зрівнюються, а в деякі періоди навіть перевищують темпи росту лісових культур, що дозволяє зробити припущення про можливість вирівнювання в майбутньому (до віку стиглості) таксаційних показників лісових культур і насаджень, створених із збереженого підросту. Проте для досягнення такого результату потрібно завершити останній захід рубки із збереженням підросту, виконати складний комплекс лісогосподарських робіт по формуванню різновікового соснового насадження і догляду за ним. В умовах ринкової економіки ні одна із економічних категорій (ціни на ліс на корені, оптові ціни на деревину, прибуток і заробітна плата тощо) не стимулюють подібне ускладнення процесу лісозаготівель і лісовідновлення. Тому згадані вище висновки про доцільність лісовідновлення в умовах борів Київського Полісся штучним шляхом підтверджуються. Це, однак, не означає, що потрібно відмовитись від потенційної спроможності і

можливості природного лісопоновлення соснових лісів за тих умов, коли критерій екологічного ефекту від постійного збереження захисних і охоронних властивостей лісу на відповідних площах чи ефекту від збереження генетичного внутривидового різноманіття превалює над сьогоденними економічними недосконалими критеріями.

Література

1. Пастернак П.С., Киселевский Р.Г., Федец И.Ф., Медведев Л.А. Лесохозяйственное районирование Украинской ССР // Лесоводство и агролесомелиорация. – Киев:Урожай, 1980. – С. 3-16.
2. Комплексное лесохозяйственное районирование Украины и Молдавии / Под ред. С.А.Генсирука. – Киев: Наукова думка, 1981. – 360 с.
3. Редько Г.И., Родин А.Р., Трещевский И.В. Лесные культуры. – М.:Агропромиздат, 1985. – 400с.
4. Гордиенко М.И., Шаблий И.В., Шлапак В.П. Сосна обыкновенная, ее особенности, создание культур, производительность. - Київ: Либідь, 1995. – 224 с.
5. Стойко С.М., Генсирук С.Ф. Ценные рекомендации по реконструкции (замене) хвойных монокультур // Лесоводство и агролесомелиорация. – Киев: Урожай, 1965. – Вып.8. – С. 17-20.
6. Лосев М.В. Долгосрочная программа перехода лесного хозяйства Германии на устойчивое развитие // Лесное хозяйство. – 2000 .- №2. - С. 52-53.
7. Алексеев Е.В. Семенно-лесосечные рубки. – Киев: Окрлит, 1927. – 72 с.
8. Погребняк П.С. Основы лесной типологии. – Киев: АН УССР, 1959. - 456 с.
9. Воробьев Д.В. Типы леса Европейской части СССР. – Киев: АН УССР, 1953. – 452 с.
10. Шмидт В.Э. Возобновление в лесах украинского левобережного Полесья // Труды по лесному опытному делу Украины. – Вып. X. - Харьков, 1928. — 94 с.
11. Мегалінський П.М. Природне відновлення в борах і суборах Центрального Полісся УРСР // Підвищення продуктивності лісів / Наук.праці л.-г. фак-тету УСХА. - Київ: Урожай, 1968. – С. 44-57.
12. Пятницкий С.С., Изюмский П.П. Леса Украинской ССР // Леса СССР. Том 3. – М.: Наука, 1966. – 140 с.
13. Поварніцин В.С., М'якушко В.К. Світлохвойні ліси // Рослинність УРСР. Ліси УРСР. – Київ: Наукова думка, 1971. – С. 81-83.
14. Ромашов Н.В. Лесовозобновление в различных типах вырубок сосновых лесов Левобережной Лесостепи и Полесья УССР // Лесоводство и агролесомелиорация. – Вып. 30. - Киев: Урожай, 1971. - С. 44-53.
15. Бузун В.О., Приступа Г.К. Природне поновлення сосни // Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість. – 1988. - № 4. – С. 11-12.
16. Бузун В.А., Приступа Г.К. Использование естественного возобновления в сосновых лесах первой группы // Лесное хозяйство. – 1990. - № 6. – С. 14-16.
17. Гордієнко М.І., Рибак В.О., Гордієнко Н.М., Червонний А.Е., Шаблій І.В. Лісові культури сосни звичайної на півдні Київського Полісся. – Київ: НАУ, 1996. – 192 с.
18. Бузун В.О., Приступа Г.К., Турко В.М. Досвід і уроки рубок із збереженням підросту // Лісовий журнал. – 1995. - № 2. - С. 16-18.
19. Погребняк П.С. Лісова екологія і типологія лісів. – Київ: Наукова думка, 1993. – 496 с.

Головецкий М.П., Бузун В.А., Турчак Ф.Н.

Из опыта формирования разновозрастного соснового насаждения в свежем бору Киевского Полесья

Высше-Дубечанский гослесхоз объединения «Киевлес», Полесский филиал УкрНИИЛХА

Описан опыт проведения в сосновом 120-летнем насаждении постепенной семенно-лесосечной рубки в условиях свежего бора. Сделан вывод о целесообразности таких рубок для сохранения защитных и охранных свойств леса, генетического внутривидового разнообразия сосны.

Golovetskiy M.P., Buzun V.A., Turchak F.N.

From the experience of forming of variety-ages pine forest in fresh bor of Kiev Polessye

Vyshe-Duberno forest management of unit "Kievles", Polesskiy Branch of UkrSRIFA

The experience of creation out of gradual seedling cutting in conditions of 120-years old pine stand in fresh bor has been described. It was made a conclusion about expediency of thiese forest cutting for conservation of protective forest affinities, genetic itraspecific varienty of pine.

Бабич Р.Б.,
аспірант,
Рада по вивченню продуктивних сил України НАНУ, м. Київ

Формування економічного механізму лісокористування в регіонах України

В контексті реформування економічної системи нашої країни, закономірним є пошук нових підходів до подальшого удосконалення охорони, відтворення і використання лісових ресурсів в різних регіонах нашої країни, приведення їх у відповідність з новими економічними, соціальними та екологічними вимогами. Проблеми раціонального використання лісових ресурсів розглядалися спочатку в межах раціоналізації природокористування, такої як ресурсозбереження в промисловості, використання деревних відходів, заготівля і вивіз лісу при умові збереження підросту, рекультивація порушених земель. Вирішення проблем охорони навколишнього середовища, в основному, спрямовувалися на процеси запобігання, або зниження рівня чи масштабу забруднення екосистем. Сучасна система природокористування, що склалася в країні не забезпечила:

- вирішення найбільш гострих проблем взаємодії виробництва і природного середовища;
- паритету екологічних цінностей;
- виявлення наслідків деградації навколишнього природного середовища для прийняття оптимальних управлінських рішень;
- формування ефективного господарського механізму природокористування.

Природоохоронні заходи, що застосовувалися, виявилися недостатніми для того, щоб стабілізувати стан довкілля.

В цьому плані особливого значення набуває екологізація виробництва, яка в сфері лісового комплексу обумовлює необхідність формування екологічно-економічного механізму, спрямованого на раціональне використання, збереження та відтворення лісових ресурсів, охорони навколишнього середовища.

Екологізацію в загальному вигляді розуміють як об'єктивно обумовлений процес перетворення суспільної праці, що забезпечує збереження і розвиток суспільно-економічних функцій природи. Це поняття також включає сукупність усіх видів господарської діяльності, як основи зниження негативного впливу виробництва і запобігання порушенню екологічної рівноваги в природному середовищі. Екологізація виробництва може здійснюватися в таких основних напрямках:

- природозберігаючої раціоналізації господарської діяльності, спрямованої на вдосконалення матеріального виробництва і невиробничої сфери;
- природоохоронної діяльності і екологічно орієнтованого розміщення виробництва.

На рівні промислової діяльності підприємств лісового комплексу екологізація виробництва передбачає:

- виробництво екологічно чистої продукції, тобто розробку таких її видів, при виробництві яких завдається мінімальна шкода навколишньому середовищу;
- удосконалення технологічних процесів виробництва продукції, зокрема розробку маловідходних та безвідходних технологій, ефективного очисного обладнання, засобів автоматизації і контролю;
- розробку економічно ефективних методів одержання принципово нової продукції з малоцінної сировини та відходів виробництва.

Екологізація виробництва в широкому плані розглядається як важлива умова розв'язання еколого-економічних суперечностей в сфері взаємодії суспільства і природи. Важливим напрямком вирішення цих суперечностей є кардинальне перетворення існуючого технологічного способу виробництва. Потрібен такий спосіб організації і розгортання виробничих процесів, коли при мінімальних витратах сировини, паливно-енергетичних ресурсів і мінімальній шкоді, заподіяній природним зв'язкам, суспільство досягає максимального виходу високоякісної продукції та забезпечує збереження навколишнього середовища.

Важливим є також питання не тільки розробки, але й вдалого впровадження в регіонах еколого-економічного напрямку лісокористування, здатного сприяти вирішенню проблем, пов'язаних з охороною, раціональним використанням і відтворенням лісових ресурсів стосовно до умов ринкових відносин та господарської самостійності підприємств. Такий напрямок користування лісом має представляти собою цілосну систему управління лісовим господарством та базуватися на принципах комплексності і невиснажливості лісових ресурсів.

Одним з ключових моментів вирішення проблем регіонального лісокористування є формування ефективного механізму управління лісоохоронною діяльністю, що істотно сприятиме гармонізації лісових відносин. Питання усучаснення управління лісокористуванням має розглядатися в плані подолання загальних проблем соціально-економічного розвитку певного регіона. Лісокористування є

основою матеріального виробництва та одним з найважливіших факторів підвищення ефективності функціонування народно-господарських комплексів. Тому завдання, функції і засоби регулювання регіональним лісокористуванням в умовах становлення соціально-орієнтованої економіки істотно не відрізняються від загального процесу управління територією в цілому. Загальні принципи раціонального лісокористування базуються на:

- обов'язковій наявності цільової функції та досконалому вивченні об'єкту управління;
- пріоритеті лісоохоронних засад;
- еластичності і оптимальності системи управління.

Управління соціально-економічними процесами основано на взаємодії в рамках єдиної однорідної системної структури. Особливість регулювання лісоохоронною діяльністю та лісокористуванням полягає в неоднорідності і комплексності об'єкту управління, який представляє собою соціально-екологічну та економічну систему, організовану по територіально-галузевому принципу. До числа основних завдань, вирішення яких покладено на органи регіонального управління лісокористуванням, входить реалізація законодавчих і нормативних вимог, контролю за виконанням норм екологічної безпеки, проведення ефективних лісозахисних заходів, раціональне використання лісових ресурсів, узгодження дій суб'єктів господарювання, екологічна освіта та виховання населення.

В структурі управління користування лісом – складній соціально-економічній системі, задіяні всі ешелони законодавчої, виконавчої та судової влади. Структурно-функціональну схему управління лісокористуванням в регіоні умовно можна розподілити на такі основні частини:

- організаційно-адміністративну систему управління, що забезпечує умови проведення лісоохоронної діяльності в регіоні;
- систему планування лісоохоронної діяльності і прогнозування стану елементів навколишнього середовища;
- систему заходів, що здійснюють регулювання лісогосподарськими об'єктами;
- систему контролю за станом навколишнього середовища та виконанням вимог екологічної безпеки;
- допоміжну систему, що забезпечує функціонування всіх природоохоронних органів [1].

При формуванні економічного механізму лісокористування, постає проблема збалансованості в галузі лісового господарства, розв'язання якої можливо за умови відтворення лісових ресурсів шляхом інтенсифікації лісовирощування і узгодження питань невідповідності у сфері відновлення лісу та його споживання [2]. Потрібно створити такі умови, при яких підприємства галузі були б зацікавлені у впровадженні сучасних, еколого безпечних технологій та відновленні ресурсів лісу. Це питання особливо актуальне тепер, коли багато лісокористувачів, нехтуючи екологічними і лісівничими засадами, споживають ресурси лісу, виходячи із чисто корисливих міркувань.

Становлення засад соціально орієнтованої економіки вимагає удосконалення лімітів використання лісових ресурсів. Ліс, згідно нової концепції розвитку розглядається як складний біологічний об'єкт, значення якого відіграє важливу роль для задоволення різноманітних потреб суспільства, а не тільки як джерело одержання деревини. Виходячи з цього, систему лімітів і нормативів комплексного використання лісових ресурсів потрібно вдосконалювати згідно принципів раціонального природокористування. Така система має встановлюватись на основі еколого-економічної оцінки з урахуванням передового світового досвіду та вже досягнутих результатів, природних і економічних факторів, очікуваних змін. Це вимагає наявності достовірних даних за регіонами нашої країни стосовно стану і обсягів ресурсів лісу, що дасть можливість більш обгрунтовано вирішувати питання відносно їх раціонального використання, охорони та відтворення.

Специфічні особливості галузі (довготривалий період лісовирощування, залежність від природних умов) накладають свій відбиток на вирішення питання щодо фінансування лісового господарства [2]. Відсутній прямий зв'язок між витратами на виробництво лісової продукції та отриманням прибутку від її реалізації. Це обумовлено тим, що вирощування лісу не співпадає у часі із лісокористуванням. Тепер всі лісогосподарські роботи і заходи з організації лісового господарства здійснюються в основному за рахунок коштів державного бюджету. На даному етапі економічного розвитку нашого суспільства бюджетна форма фінанасування лісового господарства практично вичерпала свої можливості, але відсутність належної ринкової інфраструктури, відповідної нормативно-правової бази для вільного товарообігу продукції лісовирощування, на жаль, не дозволяє перейти на принципи самофінансування. До того ж, для лісових підприємств, які ведуть господарство в малосприятливих умовах (високий рівень радіаційного чи техногенного забруднення, посушливий клімат) або в лісах природоохоронного значення, бюджетне фінансування лісовирощування повинно зберігатись за будь-яких умов.

Платежі за користування ресурсами лісу як основа відшкодування витрат на їх охорону та відтворення займають одне з провідних місць у системі економічних відносин. В даний час плата за лісокористування у всіх регіонах України носить формальний характер і не сприяє переведенню лісогосподарського виробництва на самоокупність. Безкоштовно отримують деревину лісокористувачі від рубок проміжного користування, не оподатковуються землі лісового фонду, що є причиною зниження ефективності їх використання, а діючі такси на деревину, яка відпускається на пні, не

відшкодовують витрат на її вирощування. Розроблювані нормативи плати за користування лісом повинні бути обгрунтовані науково, оскільки їх заниження завдає шкоди лісовласникам, але і завищення знижує зацікавленість користувачів до лісоексплуатації, зменшує прибуток від лісовирощування [3]. Надходження від користування лісом потрібно зосереджувати в центральних органах лісового господарства, розподіляючи потім на покриття витрат лісогосподарських підприємств. Це дозволить створити спеціальний фонд, за рахунок якого можна буде збільшувати обсяги робіт з відновлення лісів окремих регіонів нашої країни.

Важливу роль у вирішенні проблем регіонального лісокористування на основі екологізації виробництва, відіграє оптимальне розміщення галузей лісового комплексу. Для запобігання економічних втрат у виборі напрямків його розвитку, разом з традиційними факторами оптимізації (демографічними, сировинними, паливно-енергетичними та будівельними), виникає потреба враховувати екологічні, гігієнічні та інші аспекти життєдіяльності людини. Моделювання варіантів для цього необхідно здійснювати у двох напрямках:

- будівництво нових промислових об'єктів;
- нарощування потужності діючих підприємств.

В основу такого моделювання слід покласти вимогу екологічної доцільності конкретного проекту. Тобто, додаткове техногенне навантаження на довкілля при нарощуванні потужності, або будівництві нових об'єктів, при накладанні на вже існуючий рівень забруднення не повинно перевищувати встановлені норми екологічної безпеки населення.

Окреме місце у вдосконаленні управління лісоохоронної діяльності в регіоні займає екологічна експертиза підприємств лісового комплексу, під якою розуміють оцінку їх еколого-економічного рівня з точки зору прогресивності всіх технологічних процесів і виробничих циклів в абсолютному та відносному вимірах [1]. Екологічна експертиза є обов'язковим етапом розробки регіональних цільових комплексних програм з охорони навколишнього середовища. Кінцева мета такої експертизи – визначення ступеню шкідливості впливу певного підприємства на навколишнє середовище. Екологічна експертиза в загальному вигляді включає три етапи:

- аналіз і оцінку різних аспектів лісокористування і впливу підприємства на стан людини та елементів навколишнього середовища;
- оцінку екологічності підприємства стосовно його природоохоронної діяльності у відносних та абсолютних показниках;
- рангування підприємств по ступеню шкідливості впливу на довкілля та прогнозування їх динаміки.

Важливою умовою оптимізації природоохоронних відносин територій є вдосконалення природоохоронного планування. В залежності від рівня складності завдань, розрізняють індикативно-прогнозувальне та програмно-цільове планування. У довгостроковому (на період до 15 років) макроекономічному плануванні застосовується індикативно-прогнозувальний метод, в основу якого закладені контрольні показники на певний період часу, які були отримані в результаті прогнозу соціально-економічного розвитку. Програмно-цільове планування застосовується на регіональному, місцевому або виробничому рівнях, для вирішення середньо- та короткострокових завдань (на період до 5 років). Основним елементом програмно-цільового управління природокористуванням є цільова комплексна програма з охорони навколишнього середовища на окремій території або підприємстві. Це адресний документ, який включає в себе комплекс організаційних, технічних і технологічних заходів, спрямованих на поетапне досягнення пріоритетних цілей у мінімальні строки та з мінімальними витратами. В ході розробки такої програми вирішуються наступні завдання:

- виявлення існуючих проблемних екологічних ситуацій;
- прогнозування проблемних екологічних ситуацій та постановка цілей у перспективі;
- розробка комплексу організаційно-технічних і технологічних заходів, узгодження строків їх здійснення;
- визначення розмірів, джерел та черговості фінансування заходів;
- оцінка соціально-економічної ефективності цільової комплексної програми з охорони навколишнього середовища.

Ефективність природоохоронного планування в сучасних умовах, в основному, визначається достовірністю прогнозів стосовно соціально-економічного розвитку територій.

Важливим є також питання щодо формування та забезпечення умов ефективного функціонування ринкової інфраструктури в сфері лісокористування, потрібна розумна збалансованість між структурами планово-регульованої економіки і ринковими структурами. Першочергового значення в плані невиснажливого сталого користування, відтворення та збереження лісових ресурсів набуває екологічно орієнтована лісова політика, яка в різних регіонах України є основою функціонування господарського механізму лісокористування. Цей механізм представляє собою цілісну структурно-функціональну систему зв'язків і відносин та відповідних їм організаційно-економічних форм і методів господарювання, за допомогою якої здійснюється узгодження екологічних та економічних питань господарюючих суб'єктів. Це сприятиме гармонійному поєднанню економічних факторів виробництва з принципами екологічної рівноваги.

В умовах становлення ринкової економіки, визначення процесів екологічно орієнтованої політики в цілому обумовлюється слідуючими факторами:

- економічним значенням лісових ресурсів в народногосподарському комплексі країни;
- соціально-екологічною функцією лісу в контексті вирішення проблем охорони навколишнього середовища;
- рівнем розвитку суспільства, економіки, галузей лісового комплексу;
- правом власності на ліси.

Екологічно орієнтована політика в плані раціонального використання, відтворення і охорони лісових ресурсів повинна:

- сприяти невиснажливій і раціональній експлуатації лісових угідь, керуючись принципом багатоцільового лісокористування;
- приймати заходи, направлені на стабілізацію економіки лісового господарства з урахуванням екологічних факторів в контексті стабілізації економіки України;
- формувати стандарти і нормативи лісокористування;
- створювати сприятливі умови для розвитку підприємницької діяльності на екологічній основі в сфері користування лісом.

Для формування екологічно орієнтованого ринкового механізму раціонального лісокористування важливого значення набуває комплексна економічна оцінка наслідків антропогенного впливу, який обумовлює взаємопов'язані зміни стану лісових екосистем. При такій оцінці використовують системний підхід – дослідження зміни стану природних ресурсів в залежності від внутрішніх або зовнішніх дестабілізуючих факторів. В ролі таких факторів можуть виступати різного роду забруднення, механічний та біологічний вплив, недосконалість лісових відносин. З метою забезпечення гарантії екологічної безпеки лісів потрібно створити систему їх захисту від техногенного забруднення та шкоди від розміщення відходів. Механізм захисту повинен передбачати економічне страхування, екологічні компенсації і пільги для лісового господарства в забруднених районах. Виникає потреба введення плати за забруднення лісів промисловими відходами підприємств і розміщенням їх на землях лісового фонду. Нормативи плати мають встановлюватись на основі недобору продукції лісовирощування, токсичності відходів та параметрів сховища.

Потрібно спрямувати роботу підприємств у жорстких умовах ринку на економічну інтеграцію органічно пов'язаних складових лісового комплексу, через залучення вітчизняних та зарубіжних інвестицій. Все це можливо за умови прийняття глибоко продуманих протекціоністських рішень з боку держави, створення таких податкових умов, які мають стимулювати вітчизняного виробника.

Література

1. Мишенин Е.В., Семененко Б.А., Мишенина Н.В. Экономический механизм экологизации производства. – Сумы: ИПП «Мрія-1», 1996. – 140 с.
2. Данилишин Б.М., Дорогунцов С.І., Міщенко В.С., Коваль Я.В., Новоторов О.С., Паламарчук М.М. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України. – Київ: РВПС України, 1999. – 716 с.
3. Коваль Я.В. Совершенствование лесопользования и лесовосстановления. – Киев: //Наукова думка//. 1987. – 203 с.

Бабич Р.Б.,

Формирование экономического механизма лесоизпользования в регионах Украины

Совет по изучению продуктивних сил Украины НАНУ, г. Киев

В статье изложены основные принципы организации использования лесных ресурсов с учетом экологических факторов, обоснована необходимость формирования экономического механизма лесопользования в регионах страны. Сформулировано понятие «экологизация производства», коротко изложены направления этого процесса, как основы повышения производства продукции с учетом охраны окружающей среды.

Babich R.B.

Forming of economic mechanism of forest use in Ukraine regions

Soviet on investigation of productive forces of NAS of Ukraine

In article stated of principals of forest use with the ecological registration, grounded a necessity of forming of economic mechanism of forest yield in Ukraine regions. Definition "ecologisation of production" have-been formulated, briefly described directions of this process as the basis of increase production with registration of nature conservation.

Ворон В.П.
кандидат сільськогосподарських наук,
Коваль І.М.,
УкрНДЛГА, Харків

Динаміка стану та приросту соснових деревостанів в умовах аеротехногенного забруднення в Українському Поліссі

Значне погіршення стану лісів, яке спостерігається в останні десятиліття, обумовлюється глобальними змінами довкілля, викликаними забрудненням. При цьому забруднення можна розглядати як якісно новий негативний фактор, силу дії якого можна порівняти з природними факторами. В Українському Поліссі значні негативні зміни лісових екосистем відбуваються в зоні аеротехногенного забруднення довкілля викидами Рівненського відкритого акціонерного товариства (РВАТ) «Азот». Цій темі було присвячено ряд статей [1-3].

Метою наших досліджень було вивчення можливостей регенерації сосняків після значного зниження аеротехногенного забруднення викидами РВАТ «Азот» і впливу комплексу кліматичних факторів на стан та динаміку радіального приросту соснових деревостанів. Це особливо важливо в умовах помірного клімату, так як за свідченнями багатьох дослідників виявити такі вірогідні зв'язки важко [4-5]. Новизна цієї роботи полягає в тому, що вперше в Україні індексні хронології кілець сосни отримано за допомогою пакету програм ITRDB, розроблених лабораторією деревних кілець Арізонського університету (США).

Дослідження проводилися на постійних пробних площах (ППП), закладених в 1982-1986 рр. співробітниками лабораторії екології спільно із науковцями Поліського філіалу УкрНДЛГА Мазепою В.Г. та Приступою Г.К. в чистих середньовікових соснових деревостанах в північно-східному напрямку на різній відстані від РВАТ "Азот" [2].

Оцінка стану деревостану проводилася згідно з «Санітарними правилами України» [6] з доповненнями для сосни звичайної, розробленими лабораторією екології УкрНДІЛГА. Визначення впливу промислових викидів на продуктивність деревостанів проведена з використанням дендрохронологічних методів [4, 7].

РВАТ «Азот» введено в дію в березні 1969 р. Перші ознаки пошкодження токсичними викидами у досліджуваних соснових насадженнях відмічено через декілька років після пуску виробництв. Спостерігалося почервоніння хвоїнок, передчасне їх осипання та, як наслідок, зрідження крон. Катастрофічна ситуація виникла ранньою весною 1979 р., коли аварійний викид відбувся в умовах антициклональної ситуації, що характеризувалася невеликою хмарністю та слабким вітром. Гостре пошкодження проявилося вже в травні: хвоя 2-3 року повністю почервоніла і до кінця вегетаційного періоду осипалась. Протягом вегетаційного періоду у зоні пошкодження стан насаджень різко погіршився: залишилася лише однорічна та частково дворічна хвоя; у дерев із повним ураженням хвої пагони та хвоя поточного року не розвивались; у сильно пошкоджених дерев пагони та хвоя були укорочені, хвоя мала хлоротичне забарвлення. В погіршенні санітарного стану дерев синергуючу роль, поряд з аварійним викидом токсикантів, мала також посуха 1979 р. Так, за квітень-липень 1979 року випало 219 мм, що складає лише 70% від середнього багаторічного рівня опадів за даний період (рис. 1).

У 1983-1984 рр. спотерігалося різке погіршення стану досліджуваних насаджень. У сосняків в радіусі до 7,5 км стан змінився від ослабленого до сильно ослабленого (I_c=2,85). В них відмічено високий відсоток сухостою від РВАТ «Азот»: 12-15 %, в т.ч. 2-3 % - свіжий сухостій. Деревостани, розташовані на відстані 10 та 15 км від джерела емісій, які ще донедавна були здоровими перейшли до категорії ослаблених у період 1982 - 1984 рр.: індекси стану коливалися від 1,78 до 2,06 (рис. 1). Визначальну роль відіграла синергічна дія повітряного забруднення і посухи: так сума опадів за квітень-липень 1983 р. була менше багаторічного значення більш, як на 25 % (рис. 1-3).

Розвиток лісових насаджень в техногенній зоні РВО «Азот» у другій половині 80-х рр. відбувався в умовах коливання рівня викидів від 29,1 тис. т у 1985 р. до 7,4 тис. т у 1990 р., а також зменшення кількості опадів в окремі роки. Так, в 1987 та 1990 рр. сума опадів за квітень-серпень, відповідно, була меншою на 24 та 17 % від середніх значень (рис. 1). Стан досліджуваних сосняків в цей період в радіусі до 7,5 км від підприємства оцінювався як сильно ослаблений (I_c=2,74-3,14). Після вибіркових санітарних рубок на деяких ППП, коли вирубувалися найбільш пошкоджені дерева, індекс стану відчутно зменшився. Насадження не перейшли в кращу категорію стану. Досить швидко, в результаті впливу повітряного забруднення, величина індексу досягала тут попереднього рівня. Як приклад, можна навести дані ППП, розташованої на відстані 7,5 км від комбінату. Після вирубки дерев в 1987 р. індекс стану в 1988 р. зменшився з 2,4 до 2,21, але вже через два роки становив 2,76 (рис. 2).

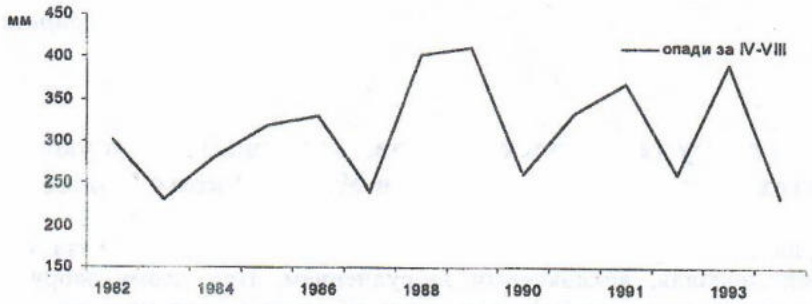


Рис. 1. Динаміка сум опадів за квітень-серпень 1982-1993 рр.

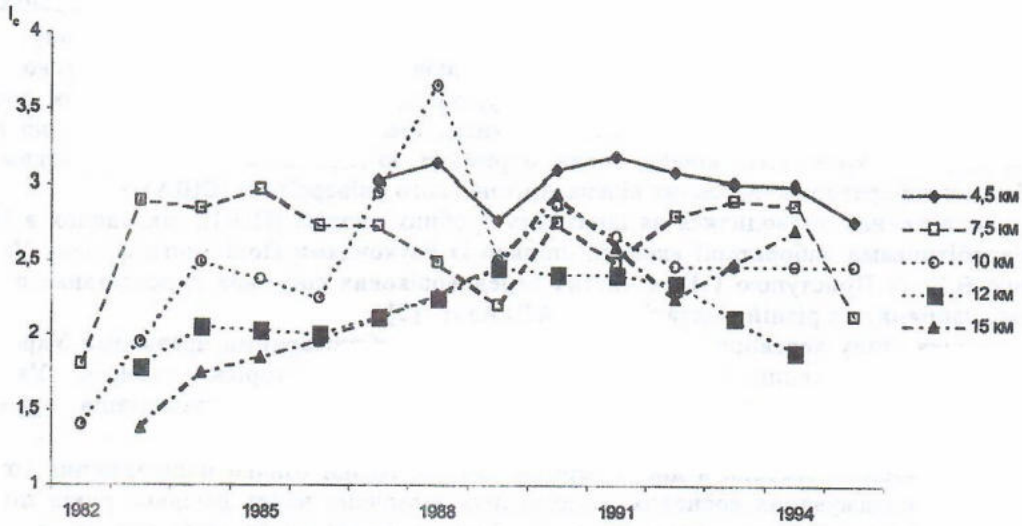


Рис. 2. Динаміка санітарного стану соснових деревостанів під впливом викидів РВАТ «Азот»

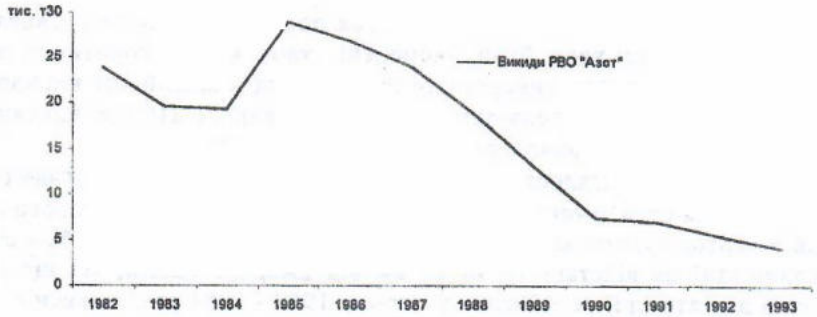


Рис. 3. Динаміка викидів РВАТ «Азот» у 1982-1993 рр.

Насадження у радіусі до 10 км від джерела емісій, які в 1986 р. характеризувалися ще як ослаблені (I_c=2,28), у наступні 1988-1990 рр. перейшли до категорії сильноослаблених (2,51-2,87) (рис. 2). Соснові деревостани в радіусі від 12 до 15 км від джерела емісій відносилися до категорії ослаблених (I_c коливався в межах від 1,96 до 2,47).

У першій половині 90-х років продовжувалося зменшення об'єму викидів. У 1990 р., порівняно з 1985 р., відбулося зниження у 4,0, у 1993 – у 7,1 разів (рис. 3). Не зважаючи на це, у 1992-1993 рр. можна було говорити лише про початок стабілізації стану насаджень. Спостерігалося зростання охвоєності, однак не в такій мірі, щоб можна було зафіксувати зміну категорії стану в кращий бік. Вище зазначено, що посуха 1983 р. стала поштовхом, що різко

погіршив стан сосняків. Подібне явище спостерігалося також після посушливих 1987, 1990, 1992 рр.

Якісні зміни у насадженнях відмічено в 1994-1995 рр. (рис. 2). Процес повільної регенерації лісових насаджень відмічено нами при зниженні рівня забруднення довкілля також в районі Стебницького калійного заводу. Там для переходу ослабленого дерева в категорію здорових необхідно було не менше трьох років, а в сильно ослаблених - більше п'яти [8]. Результатами кореляційного та регресійного аналізів виявлено високі криволінійні зв'язки індексів санітарного стану соснових насаджень за період 1982-1995 рр. з відстанню до джерела емісії, які наведено в таблиці 1. Вони описуються рівняннями 2-го ступеню. На рис. 4 для прикладу наведено зв'язки між індексами санітарного стану та відстанню до джерела емісій для 1994 р.

Таблиця 1

Результати кореляційного та регресійного аналізів зв`язку індексу санітарного стану середньовічних соснових насаджень з відстанню до РВАТ «Азот»

Рік дослідження	Кореляційне відношення (η)	$t_{факт.}$	$t_{теор.}$	Регресійне рівняння
1982	0,91±0,16	5,64	2,37	$y=0,15x^2-2,59x+12,2$
1984	0,99±0,04	25,32	2,78	$y=0,01x^2-0,30x+4,75$
1989	0,99±0,001	40,80	4,30	$y=0,004x^2-0,11x+3,1$
1990	0,94±0,12	4,79	3,18	$y=-0,006x^2+0,03x+3,02$
1992	0,96±0,12	7,80	2,57	$y=-0,002x^2-0,05x+3,3$
1994	0,98±0,11	9,04	2,78	$y=0,004x^2+0,05x+2,85$

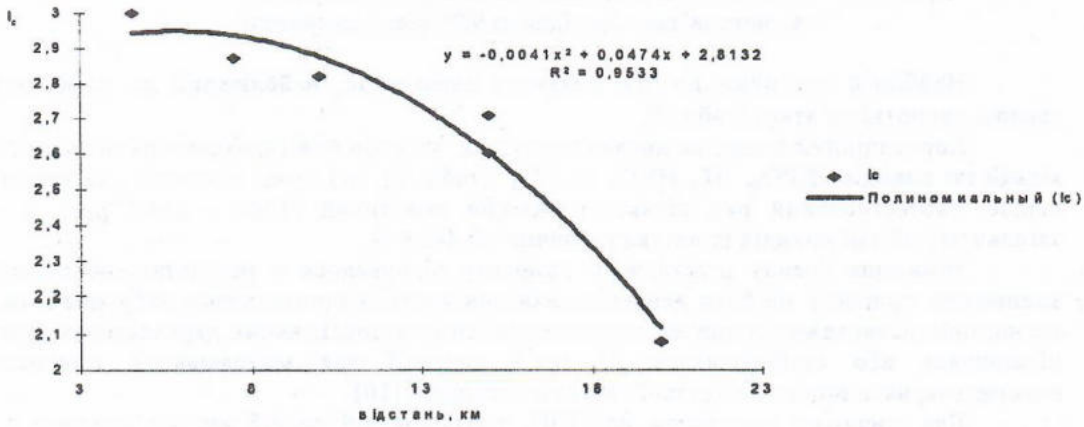


Рис. 4. Залежність індексу санітарного стану соснових деревостанів від відстані до РВАТ «Азот» у 1994 р.

Аналіз пошкодження соснових деревостанів в районі РВАТ «Азот» свідчить, що зміна їх стану - досить складний процес, на хід якого поряд із аеротехногенним забрудненням довкілля впливають також інші лімітучі фактори. Більш детально визначити роль кожного дозволять дослідження радіального приросту насаджень при застосуванні методів дендрохронології.

При визначенні ролі того чи іншого фактора, який впливає на формування радіального приросту сосни, виникає необхідність оцінити його внесок у цей процес. Кількісний аналіз необхідний для пояснення особливостей змін приросту та його темпів і співставлення цих змін з факторами, які їх викликали.

Кореляційний аналіз проведено між індексами приросту і показниками забруднення. Кореляційні зв'язки індексів приросту з загальним обсягом викидів, SO_2, NO_x та пилу виявилися високими та середніми зворотніми (табл. 2). Викиди забруднювачів діють на відстані до 30 км [9], а це означає, що під впливом вище названих токсикантів перебуває і контрольний деревостан

на відстані 20 км від джерела забруднення в напрямку панівних вітрів, тому навіть для нього отримано тісні та середні кореляції (табл. 2).

Таблиця 2

Кореляційні зв'язки індексів річного радіального приросту з обсягом викидів фітотоксикантів

Показник забруднення, тис. т	Відстань від РВАТ «Азот», км	Версія хронології STANDART
загальний обсяг викидів	4,5	-0,677*
	7,5	-0,624*
	10	-0,652*
	20	-0,397
SO_2	4,5	-0,758*
	7,5	-0,659*
	10	-0,661*
	20	-0,550*
NO_X	4,5	-0,653*
	7,5	-0,771*
	10	-0,870*
	20	-0,827*
Пил	4,5	-0,637*
	7,5	-0,500+
	10	-0,567*
	20	-0,468+
SO_3	4,5	-0,553+
	7,5	-0,237
	10	-0,173
	20	0,267

Примітки: * - тіснота зв'язку вірогідна на 99% рівні значущості
+ - тіснота зв'язку вірогідна на 95% рівні значущості

Найбільш чутливим до SO_2 виявився деревостан, найближчий до комбінату (отримані середні зворотні зв'язки) (табл. 2).

Кореляційний аналіз не виявив значущих зв'язків між індексами радіального приросту та кількістю викидів H_3PO_4, HF, HNO_3 та NH_3 (табл. 2), які дуже токсичні для рослин, але, по - перше, зареєстрований ряд кількості викидів невеликий (1980 - 1992 рр.), а по-друге, в загальному об'ємі викидів їх частка незначна - 0,4-2,8 %.

Зниження тренду радіального приросту відбувалося в результаті накладення вікового зменшення приросту на його депресію, яка пов'язана із промисловим забрудненням. У 90-і рр. техногенне навантаження значно зменшилося, тому в досліджених деревостанах тренд приросту підвищився або стабілізувався. У такій ситуації для моделювання приросту доцільно використовувати поліноми третьої та вищих ступенів [10].

Для соснових насаджень на ППП, розташованій за 4,5 км від джерела забруднення, індекси річного кільця апроксимуються рівнянням регресії третього ступеню:

$y = -0,10x^3+5,39x^2-107,83x+1403,02$ (рис. 5);

де y - індекси радіального приросту; x - кількість викидів SO_2

$R^2=0,70$; де R^2 - коефіцієнт детермінації

$R=0,83\pm0,07$; де R - коефіцієнт кореляції.

Коефіцієнт кореляції виявився достовірним, що свідчить про наявність зв'язку. Перевірка по Фішеру показала, що $F_{факт.}=16,03$; $F_{теор.}=3,74$; тобто $F_{факт.} > F_{теор.}$ при $p=0,05$. Пояснення змін в моделі становить 69,61% (рис. 5).

Високі індекси приросту характерні для 1983 р. (1,1 умовних одиниць), 1988 р. (1,1 умовних одиниць), 1991 (1,1 умовних одиниць), 1992 (1,4 умовних одиниць), 1993 (1,3 умовних одиниць). Це пов'язано з тим, що, по-перше, техногенне навантаження зменшилося у 90-і роки; по-друге, вище названі роки характеризуються сприятливими кліматичними умовами. Найменші індекси приросту виявлено для 1976 р. (0,41), 1977 (0,50), 1979 (0,55), та 1980 рр. (0,47), що пов'язано з посухою (рис. 1) та значним техногенним навантаженням (рис. 3). Привертає увагу

1976 р., для якого характерна найглибша депресія приросту в зв'язку з тим, що велика кількість емісій (59,8 тис. т) співпала з несприятливими кліматичними умовами.

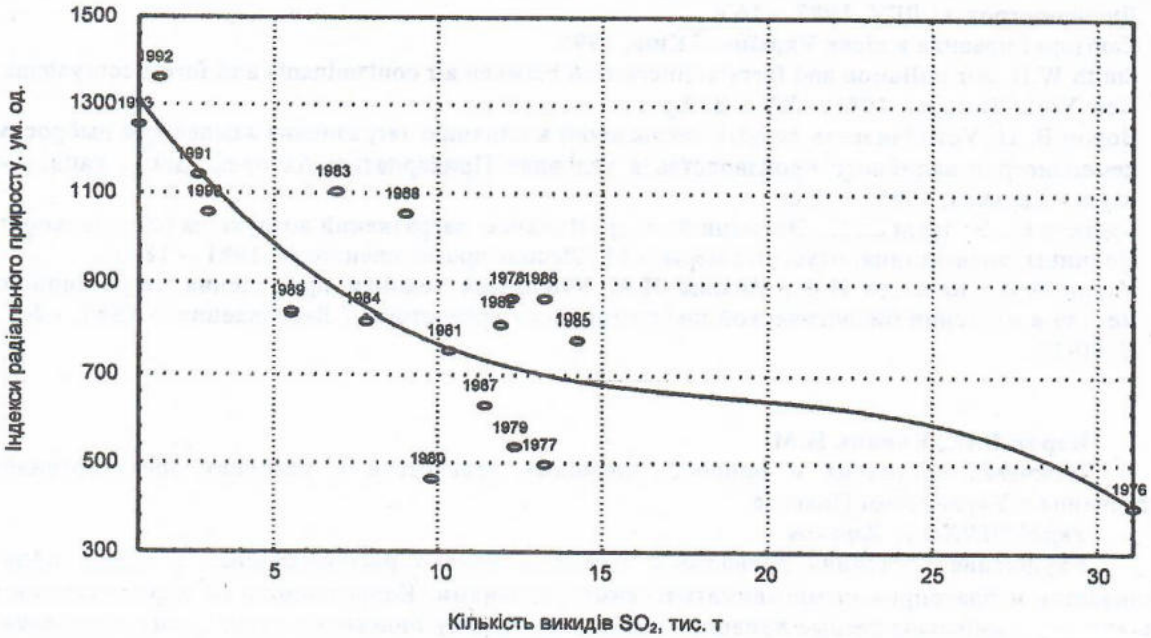


Рис. 5. Залежність мінливості індексів приросту сосни від кількості викидів SO_2 на ППП, розташованій на відстані 4,5 км від РВАТ «Азот»

У цілому повітряне забруднення призводить до посилення зв'язків між індексами приросту та температурами (коефіцієнт кореляції коливається від +0,336 до +0,501). Подібна ситуація з опадами за вегетаційний період: зв'язки цього показника з індексами приросту зростають після початку техногенного навантаження. З показниками опадів за зимовий період та календарні роки зв'язки з приростом вірогідні лише до періоду забруднення (від +0,334 до +0,353).

Таким чином, дослідження показали, що в більшій мірі пошкоджуються промисловими емісіями деревостани, розташовані найближче до комбінату, при цьому погіршення стану дерев, викликане забрудненням, поглиблюється несприятливими кліматичними умовами. Кореляційний та регресійний аналізи між індексом санітарного стану та відстанню до джерела забруднення виявили високі криволінійні зв'язки, описані рівняннями 2-го ступеню.

Між індексами приросту та такими показниками забруднення як загальний обсяг викидів, SO_2, SO_3, NO_x, пил, виявлено зворотні тісні кореляційні зв'язки.

Повітряне забруднення призводить до посилення зв'язків між індексами приросту і температурами, опадами за вегетаційний період. Тобто після початку забруднення між індексами приросту та вище названими показниками виявлено прямі зв'язки середньої тісноти.

В цілому вплив забруднення посилює зв'язки приросту з кліматичними показниками. Дерева та насадження вцілому стають більш чутливими до стрес-факторів, тому їх легше вивести з рівноваги.

Література

1. Пастернак П.С., Мазепа В.Г. Приступа Г.К. Влияние промышленных эмиссий на радиальный прирост сосны // Лесоводство и агролесомелиорация. – 1985. - Вып. 70. - С. 16-19.
2. а Пастернак П.С., Ворон В.П., Мазепа В.Г., Приступа Г.К. Изменение некоторых структурных особенностей лесного биогеоценоза в условиях аэротехногенного загрязнения окружающей среды // Экология. - 1990. - N 3. - С. 7-13.
3. Ворон В.П., Лавров В.В., Коваль И.М., Леман А.В. Показатели трансформации лесных экосистем и нормирование аэротехногенной нагрузки на них в Волынском Полесье // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. – Житомир, -1997. С. 114-119.

4. Битвинскас Т. Т. Дендроклиматические исследования. - Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 170 с.
5. Шовган А.Д. Динамика, экологическая обусловленность и прогноз прироста сосны обыкновенной в лесных районах Украинской СССР: Автореф. дис... канд. биол. наук. - Днепропетровск: ДГУ, 1987. - 16 с.
6. Санітарні правила в лісах України. - Київ, 1995.
7. Smith W.H. Air pollution and forests. Interaction between air contaminants and forest ecosystems. - New York: Springer, 1981. - XV. - 379 p.
8. Ворон В. П. Устойчивость лесных насаждений к влиянию загрязнения атмосферы выбросами цементного и калийного производства в условиях Прикарпатья: Автореф. дис... канд. с.-х. наук. - Харьков, 1983. – 18 с.
9. Бертитц С., Эндерляйн Х., Энгманн Ф. и др. Влияние загрязнений воздуха на растительность. Причины, воздействия, ответные меры. - М.: Лесная промышленность, 1981. - 184 с.
10. Уткин А.И., Каплина Н.Ф., Ильина Н.А. Уточнения техники применения регрессионного метода в изучении биологической продуктивности древостоев // Лесоведение. – 1987. - №1. - С. 40-53.

Ворон В.П., Коваль И.М.

Динамика состояния и прироста сосновых древостоев в условиях эротехногенного загрязнения в Украинском Полесье

УкрНИИЛХА, г. Харьков

Ухудшение состояния древостоев, наиболее близко расположенных к РОАТ «Азот» усиливается неблагоприятными климатическими условиями. Корреляционным и регрессионным анализами установлены тесные криволинейные связи между индексами санитарного состояния и расстоянием от источника загрязнения, описанными уравнениями 2-ой ступени.

Между индексами радиального прироста и суммой выбросов, SO_2, SO_3, NO_x, пылью выявлены обратные средние и сильные корреляционные связи (от –0,47 до –0,87). Также установлены средние достоверные связи между приростом и климатическими показателями (от +0,33 до +0,50).

Voron V, Koval' I.

Dynamics of state and increment of pine stands in conditions of air pollution in Ukrainian Polissya

Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry and Forest Amelioration, Kharkiv

The worsening of the stands closest to industrial enterprise «Azot» is enhanced by unfavorable climatic conditions. Non-linear relations (polynoms of 2nd order) between indexes of sanitary state and the distance to the source of pollution were revealed by correlation and regression analysis.

The reverse middle and high correlative relations (from –0,47 to –0,87) were found between radial increment indexes and the total emissions, SO_2, SO_3, NO_x and dust emissions. The reliable middle relations between increment and climatic indexes (from +0,33 to +0,50) were revealed also.

Науковці Поліської лісової науково-дослідної станції (1956 – 2000 рр.)

Прізвище, ім'я, по-батькові	Роки роботи на станції	Посада	Наукова ступінь
Коноз Петро Федорович	1956-1959	директор	кандидат сільськогосподарських наук
Костомаров Володимир Миколайович	1956-1958	заступник директора по науці	кандидат сільськогосподарських наук
Зражевський Михайло Ничипорович	1956-1959	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Рябокляч Володимир Олексійович	1956-1958	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Крот Євген Іванович	1956-1957	старший науковий співробітник	-
Грисюк Микола Михайлович	1956-1958	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Рябуха Євгенія Василівна	1956-1981	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Рябуха Андрій Степанович	1956-1977	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Стопкань Володимир Васильович	1956-1958	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Литвак Петро Венедиктович	1957-1969	старший науковий співробітник	доктор біологічних наук
Узеня Віталій Петрович	1957-1959	молодший науковий співробітник	-
Редько Георгій Іванович	1958-1959 1959-1971	завідуючий лабораторією лісівництва директор	доктор сільськоосподарських наук
Юр Микола Володимирович	1958-1963	заступник директора по науці	кандидат сільськогосподарських наук
Поляков Євген Григорович	1958-1972	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Полякова Олена Юр'ївна	1958-1969	молодший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Волинець Галина Григорівна	1958-1963	молодший науковий співробітник	-
Редько Галина Федорівна	1959-1966	молодший науковий співробітник	-
Бавикін Альберт Федорович	1960-1965	старший науковий співробітник	-
Бузун Владлен Олександрович	1964-1986 1986 2000	заступник директора по науці завідуючий лабораторією лісівництва	кандидат сільськогосподарських наук
Пилипенко Борис Феодосійович	1964-1968	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук

Черних Олександра Григорівна	1964-1973 1973-1988	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Гуменюк Микола Федорович	1964-1974	молодший науковий співробітник	-
Білий Георгій Дмитрович	1965-1993	старший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Кулешова Тетяна Миколаївна	1967-1967	молодший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Старовойт Валентин Костянтинович	1969-1974	старший науковий співробітник	-
Романєєв Микола Степанович	1969-1972	молодший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Турчак Федір Миколайович	1971-1994 1994-2000	директор старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Мястковський Павло Миколайович	1972-1994	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Левкович Анатолій Іванович	1973-1975	молодший науковий співробітник	-
Черняк Євген Тодосович	1973-1979	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Черняк Лариса Володимирівна	1974-1975 1975-1982	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Цурик Євген Іванович	1974-1975	старший науковий співробітник	доктор сільськогосподарських наук
Савчук Роман Іванович	1975-1987 1987-1992	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Приступа Григорій Кіндратович	1977-1982 1982-1999	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат економічних наук
Краснов Володимир Павлович	1978-1981 1981-1987 1987-1994 1994-1998	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник завідуючий лабораторією радіоекології лісу директор	доктор сільськогосподарських наук
Мазепа Василь Григорович	1980-1987 1987-1993	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Бура Ромуальда Йосипівна	1983-1988	молодший науковий співробітник	-
Ткаченко Олександр Олександрович	1983-1988	молодший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Шостак Микола Федорович	1983-1985	молодший науковий співробітник	-
Мостепанюк Володимир Андрійович	1985-1989 1989-1990	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Шейгас Ігор Миколайович	1985-1990 1990-1990	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Гарбуза Петро Дмитрович	1985-1992	завідуючий Рівненським опорним пунктом, молодший науковий співробітник	-

Мазепа Мирослав Григорович	1986-1990 1990-1994	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Ільницький Олександр Олександрович	1987-1989	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Орлов Олександр Олександрович	1987-1995 1995-2000	старший науковий співробітник завідуючий лабораторією радіоекології лісу	кандидат біологічних наук
Ірклієнко Сергій Петрович	1988-1990 1990-1993 1993-1998 1998-2000	молодший науковий співробітник науковий співробітник старший науковий співробітник директор	кандидат сільськогосподарських наук
Турко Василь Миколайович	1990-1995 1995-1999	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Войтюк Василь Петрович	1993-2000	старший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Волошинова Ніна Олексіївна	1993-1999	молодший науковий співробітник	кандидат сільськогосподарських наук
Шелест Зоя Михайлівна	1995-1997 1997-1999	молодший науковий співробітник старший науковий співробітник	кандидат біологічних наук
Короткова Олена Зігмундовна	1998-2000	науковий співробітник	-
Гулик Ігор Теодорович	1999-2000	науковий співробітник	-
Дмитренко Олександр Григорович	2000	науковий співробітник	-

Поліський філіал УкрНДІЛГА

є правонаступником Поліської агролісомеліоративної дослідної (потім – Поліської агролісомеліоративної науково-дослідної, Поліської лісової науково-дослідної) станції УкрНДІЛГА, яка проводила дослідження в Поліссі України з 1958 по 2000 рік.

Попередні випуски наукових праць станції вийшли під такими назвами:

Випуск 1. Питання підвищення продуктивності лісів Полісся УРСР. – Київ: Держсільгоспвидав, 1962. – 76 с.

Випуск 2. Повышение продуктивности лесов Полесья УССР. – Киев: Урожай, 1967. – 124 с.

Випуск 3. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Житомир: Поліська АЛНДС, 1996. - 97 с.

Випуск 4. Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. – Житомир: Полесская АЛНИС, 1997. – 140 с.

Випуск 5. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Житомир: Волинь, 1998. – 156 с.

Випуск 6. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Житомир: Волинь, 1999. – 163 с.

Наукове видання

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Випуск 1 (7)

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2000

Технічна редакція: В.О. Бузун
Коректура: О.О. Орлов
Комп'ютерний набір і верстка: Т.Д. Коломацька

Тираж: 400 примірників